

中文图书分类号: TQ320.6

密 级: 公开

UDC: 31

学 校 代 码: 10005



硕 士 学 位 论 文

MASTERAL DISSERTATION

论 文 题 目: 聚碳酸酯和聚乳酸的生命周期评价

论 文 作 者: 孟宪策

学 科: 材料科学与工程

指 导 教 师: 王志宏

论文 提交 日期: 2010.7.1

分类号: TQ320.6

单位代码: 10005

学 号: S200709054

密 级: 公 开

北京工业大学硕士学位论文

题 目 聚碳酸酯和聚乳酸的生命周期评价

英文并列 **LIFE CYCLE ASSESSMENT OF POLYCARBONATE**

题 目 **AND POLYLACTIC ACID**

研究生姓名: 孟宪策

专 业: 材料学 研究方向: 环境材料

导师姓名: 王志宏 职 称: 教授

论文报告提交日期: 20010 年 5 月 学位授予日期:

授予单位名称和地址: 北京工业大学 北京市朝阳区平乐园 100 号

独 创 性 声 明

本人声明所呈交的论文是我个人在导师指导下进行的研究工作及取得的研究成果。尽我所知，除了文中特别加以标注和致谢的地方外，论文中不包含其他人已经发表或撰写过的研究成果，也不包含为获得北京工业大学或其他教育机构的学位或证书而使用过的材料。与我一同工作的同志对本研究所做的任何贡献均已在论文中作了明确的说明并表示了谢意。

签名： 孟宪策 日期： 2010.6.10

关于论文使用授权的说明

本人完全了解北京工业大学有关保留、使用学位论文的规定，即：学校有权保留送交论文的复印件，允许论文被查阅和借阅；学校可以公布论文的全部或部分内容，可以采用影印、缩印或其他复制手段保存论文。

(保密的论文在解密后应遵守此规定)

签名： 孟宪策 导师签名： 王志宏 日期： 2010.6.10

摘要

聚乳酸、聚碳酸酯(部分石油基, 非石油基)等生物降解高分子材料废弃后能在自然环境中短时间内降解成水和二氧化碳, 解决了聚乙烯(PE)等传统高分子材料废弃后不易降解(降解时间 100~200 年)所带来的白色污染等一系列的环境问题, 因此受到了人们的广泛关注。然而, 大量的研究仅仅指向生物降解材料的制备方法和性能的提升, 对于材料整个生命周期过程的环境负荷状况、与传统塑料的环境负荷相比有无优势以及优势方面的体现等问题则鲜见报道。

针对这一状况, 本文首先运用生命周期评价(LCA)方法, 对部分石油基聚碳酸酯—聚碳酸亚丙酯(PPC)、聚乳酸(PLA)和非石油基聚碳酸酯(NPC)三种生物降解材料进行了全生命周期研究, 得到了三种材料全生命周期的环境负荷。三种生物降解材料全生命周期过程的主要环境负荷类型均为温室效应和酸化效应, 这两种环境影响分别占到 PPC、PLA 和 NPC 环境负荷总量的 86.26%, 79.14%, 81.81%。对三种材料的生命周期中各阶段环境负荷进行深入分析, 结果表明, 三种材料的主要环境负荷阶段均为材料的生产阶段; 并找出了每种材料生产阶段的主要环境负荷工序及其相应的主要环境负荷类型: 一, PPC 的主要环境负荷工序为环氧丙烷生产工序, 该工序的主要环境负荷类型为温室效应; 二, PLA 的主要环境负荷工序为乳酸生产工序, 主要环境负荷类型为温室效应; 三, NPC 的主要环境负荷工序为糠醛和呋喃甲基缩水甘油醚生产工序, 两工序的主要环境负荷类型均为温室效应。

在此基础上, 本论文对 PLA、PPC、NPC 以及 PE 的五种环境负荷类型所对应的环境负荷进行了对比分析。结果表明, PLA 的人体健康损害和酸化效应相应的环境负荷均最大, PE 的光化学效应和不可再生资源消耗相应的环境负荷最大, PPC 的温室效应所对应的环境负荷最大, 而 NPC 的各种环境负荷均最小。在总的环境负荷方面, PLA 的环境负荷最大, 较 PE 大 29.48%, PPC 次之, 但也比 PE 大 13.79%, NPC 的环境负荷最小, 只有 PE 的 34.18%。

最后, 研究针对环境负荷较大的 PLA 和 PPC 进行了工艺上的分析, 提出了一些改进建议, 并对两种材料的环境负荷改进潜力进行了讨论, 以期为提高两种材料的环境性能提供帮助。

关键词 生物降解; 生命周期评价; 聚碳酸亚丙酯; 聚乳酸;

ABSTRACT

Polylactic acid (PLA), polycarbonate (part-petroleum, non-petroleum) and other biodegradable polymers waste can be degraded into water and carbon dioxide in a short period by natural microbial. It solved a series of environmental problems resulting from the contamination of polyethylene (PE) and other traditional non-degradable (degradation time is 100 to 200 years) polymer materials. A large number of studies which have been done are all about how to improve the function and synthesis of the material, however, the environmental impact of the whole life cycle processes of biodegradable materials and various stages and units processes, and different types of biodegradable materials as well as biodegradable materials and traditional plastics difference in the environmental impact are rarely reported.

In response to this situation, this paper analyzed three biodegradable polymers, namely part-petroleum polycarbonate - poly propylene carbonate (PPC), poly lactic acid and non-petroleum polycarbonate (NPC) by life cycle assessment (LCA) method to carry out environmental impact of three biodegradable materials. The main environment impact categories of three kinds of the resin in their life were global warming and acidification. Both of these environment impact accounted for 86.26%, 79.14%, 81.81% of the total environment impact of PPC, PLA, NPC. A detailed analysis for raw data showed that environmental burden was most predominant in the material production stages. The most predominant environmental burden in the production stages and their environmental impact categories were as follows: first of all, the propylene oxide production stage had the most predominant environmental burden in the production stages of PPC, whose environmental impact categories was global warming ; secondly, the lactic acid production stage had the most predominant environmental burden in the production stages of PLA, whose environmental impact categories was global warming; thirdly, the furfural and furan methyl ether production stages had the most predominant environmental burden in the production stages of NPC, whose environmental impact categories was global warming.

Based on the research above, the three kinds of biodegradable plastics and traditional plastics polyethylene (PE) of the environmental impact were compared. The results showed that human toxicity and acidification had the most contribution in PLA production, photochemical oxidation and abiotic depletion had the most

contribution in PE production, global warming had the most contribution in PPC production, and NPC in various environmental impacts were minimum. Among the four polymers, the potential burden of PLA was the severest, which was 24.89% more than PE, second was PPC that had 13.79% more environmental burden than PE, the environmental burden of NPC was minimum for it had been 34.18% compared with PE.

Finally, the paper the analyzes production process of PLA and PPC which had a larger environmental impact, and took some suggestions to improve the environmental impact of them, and the environmental impact of the two materials were discussed potential for improvement in order to improve the environmental performance of the two materials .

Keywords Biodegradation; Life Cycle Assessment; PPC; PLA

目 录

摘 要.....	I
ABSTRACT.....	III
第 1 章 绪 论	1
1.1 研究背景.....	1
1.1.1 世界塑料工业的发展状况.....	1
1.1.2 国内塑料工业的发展状况.....	2
1.2 论文选题依据.....	2
1.2.1 传统塑料对环境的影响.....	2
1.2.2 资源的可持续利用.....	3
1.2.3 国内外可降解塑料的环境影响评价.....	3
1.3 生命周期评价概述.....	4
1.3.1 生命周期评价的起源与发展.....	4
1.3.2 生命周期评价的意义.....	6
1.4 课题来源与研究内容.....	7
1.4.1 课题来源.....	7
1.4.2 研究内容.....	7
第 2 章 评价方法体系的构建与选取	9
2.1 LCA的方法学框架.....	9
2.1.1 目标与范围的确定.....	9
2.1.2 清单分析.....	9
2.1.3 影响评价.....	10
2.1.4 结果解释.....	10
2.2 影响评价模型及方法的确定.....	10
2.2.1 影响类型的选择.....	11
2.2.2 分类.....	12
2.2.3 特征化.....	12
2.2.4 常用特征化模型描述与选择.....	13
2.2.5 特征化模型分析.....	14
2.2.6 选择性步骤.....	16
2.3 本章小结.....	16

第 3 章 聚碳酸亚丙酯的生命周期分析	17
3.1 研究边界的确定和原始数据来源.....	17
3.1.1 研究目的.....	17
3.1.2 研究的边界范围.....	17
3.1.3 数据收集与整理.....	18
3.2 聚碳酸亚丙酯的生命周期分析.....	22
3.2.1 清单分析.....	22
3.2.2 分类.....	25
3.2.3 特征化.....	26
3.2.4 归一化.....	26
3.3 结果解释.....	27
3.4 本章小结.....	29
第 4 章 非石油基树脂的生命周期分析	31
4.1 研究范围的确定与数据来源.....	31
4.1.1 研究目的.....	31
4.1.2 研究范围.....	31
4.1.3 数据的收集与整理.....	31
4.2 聚乳酸的生命周期分析.....	34
4.2.1 系统边界的确定.....	34
4.2.2 清单分析.....	35
4.2.3 特征化与归一化.....	38
4.2.4 结果解释.....	39
4.3 非石油路基聚碳酸酯的LCA研究.....	41
4.3.1 系统边界的确定.....	41
4.3.2 清单分析.....	41
4.3.3 特征化与归一化.....	45
4.3.4 结果解释.....	45
4.4 本章小结.....	47
第 5 章 三种树脂与聚乙烯的环境行为比较	49
5.1 聚乙烯的生命周期分析.....	49
5.1.1 研究目的与范围.....	49
5.1.2 聚乙烯的生命周期清单.....	49
5.1.3 特征化与归一化.....	51

5.2 四种树脂的环境排放与能耗.....	52
5.3 各种环境影响类型的分析.....	53
5.4 PLA和PPC的环境负荷改进潜力分析.....	57
5.4.1 聚碳酸亚丙脂的改进建议.....	57
5.4.2 聚乳酸改进建议.....	59
5.4.3 改进潜力分析.....	60
5.5 本章小结.....	61
结论与展望	63
参考文献	65
攻读硕士学位期间取得的研究成果	71
致 谢.....	73

第1章 绪论

纵观历史，人类文明的进步都是伴随着材料的发展而前进，从石器时代到陶器时代，从陶器时代到青铜器时代，再到铁器时代，直至后来的工业革命。随着社会工业化的进行，人类的物质和精神需求得到了极大的满足，然而粗放型的发展模式以及对环境问题的忽视也带来了资源的巨大浪费和生态的毁灭性破坏。正处在社会、经济高速发展的我国不能走西方国家先污染后治理的老路，实现资源集约化、环境友好化成为摆在材料工作者面前亟待解决的问题。生命周期评价(Life Cycle Assessment, LCA)是一种对材料或产品进行环境表现分析的一种重要方法，目前已在很多国家得到了应用，生命周期评价对改善产品现有生产工艺，提高资源能源的利用效率，降低污染物排放有重要作用。因此，生命周期评价在材料领域的应用，将对材料的绿色化以及材料产业的可持续发展起到巨大的指导和推进作用。

1.1 研究背景

1.1.1 世界塑料工业的发展状况

塑料自其诞生以来，以质轻(其比重约是金属材料的 1/7)、成型加工容易、价格低廉等优点，在人们的生产生活中得到了广泛的应用。自 20 世纪 80 年代起，高分子材料得到了大规模的生产，全球塑料需求量也从 1990 年起以年均 5.5% 的速度增长，据估计该趋势仍将延续，到 2015 年，年均增长率将稳定在 5%。目前，全球需求增长最快的地区是亚洲，因此未来十年新厂和新装置的投资将集中在中东和亚洲地区^[1]。

塑料需求的增长带动了世界经济的发展，然而聚乙烯等传统塑料在实现其使用价值后，其耐酸、耐腐蚀等性质(不可降解性)又成为一大缺陷，由此造成的白色污染问题随着时间的推移越来越严重。生物降解塑料作为一类能由自然界存在的微生物如细菌、霉菌(真菌)和藻类等的作用而引起降解的塑料，为人类解决传统塑料带来的环境问题提供了一条有效的途径，生物降解塑料业已成为世界各国竞相开发和生产的热点。从全球来看，目前生产生物降解塑料的国家主要有美国、日本、意大利、德国、加拿大、中国等，而生物降解塑料约有 60% 是由欧洲企业所生产，其中以 BASF、Novamont、Solvay 为领导厂商；另外，有近 40% 是由美国企业所生产，以 Natureworks 与 DuPont 为代表^[2]。

目前，全球已开发出了多种基于不同原料生产的生物降解塑料，主要产品包括淀粉基生物降解塑料、聚乳酸、聚羟基丁酸酯、各种脂肪族聚酯及其芳香

族聚酯的共聚酯、二氧化碳塑料等，并且随着研究的不断深入，新的产品和工艺也在不断涌现。但有较大规模生产的只有聚乳酸和淀粉基生物降解塑料，其余品种大多只有中试规模。

1.1.2 国内塑料工业的发展状况

我国是塑料生产和消费大国，1999 年塑料产量为 1960.7 万吨，表观消费量为 1704.91 万吨，两者自 1994 年以来连续 5 年平均增长率在 20.02%。进入 21 世纪后我国的塑料产业仍在高速发展之中，到 2005 年塑料的产量达到 2142 万吨，使我国成为世界第二大塑料生产国^[3]。

我国降解塑料的研发起步于 20 世纪 70 年代的光降解塑料，80 年代开始研发淀粉添加型降解塑料，90 年代的研发重点是光降解、碳酸钙填充光降解、淀粉添加型部分生物降解等降解塑料。上述这些降解塑料具有一定降解功能，但非完全降解，这些塑料降解后的塑料碎片仍残留在农田和土壤中，塑料碎片的长期积累对农作物生长有无不良影响尚缺乏长期的实验数据证明。

近年来，随着国外生物降解塑料技术的日趋成熟、生产规模的不断扩大、产品价格的下降，我国也掀起了新的研发生物降解塑料的热潮，并且取得了可喜的进展。当前已投入生产的生物降解树脂有部分石油基聚碳酸酯-聚碳酸亚丙酯(Propylene carbonate, PPC)、聚乳酸(Polylactic acid, PLA)、聚羟基丁酸酯(Poly- β -hydroxybutyric acid, PHB)等^[4]。

1.2 论文选题依据

随着国内白色污染问题的日益严重和可持续发展战略的提出，生物降解塑料行业得到了国家的大力支持。通过对生物降解聚碳酸酯、聚乳酸进行全生命周期分析，研究材料在生产过程中能源、资源及环境损害方面的潜在负荷，将为国家对工业特别是高分子行业的远景规划，以及相关产业的调整提供有力支持，这也符合国家提出的节能减排，建设资源节约型、环境友好型社会的要求。通过 LCA 分析找出两种生物降解树脂生产的各个工序的环境热点，对企业改进生产工艺，节约资源和能源，减少污染物排放都有重要意义；同时指出两种材料在环境方面的优势，引导人们进行绿色消费，为我国绿色塑料的发展提供动力。

1.2.1 传统塑料对环境的影响

传统塑料具有材质轻、良好的保温性能、致密防潮以及性能稳定(在土壤中完全分解需 100~200 年)等优点，给人类的生产生活带来了便利。然而它的

这些优点给材料的废弃处理带来了不小的麻烦。

现有的废弃物处理方法主要有填埋、焚烧和回收利用，然而这三种方法都不能很好的解决塑料所带来的环境问题。填埋，塑料填埋后破坏了土壤的透气性、阻碍水分流动，最终导致植物发育不良、减产；焚烧，由于塑料本身的聚酯成分和其中的辅助材料的存在，使其在燃烧过程中产生大量的有毒有害物质，剧毒物质二恶英就是其中一种；回收利用，由于我国塑料垃圾主要来自农用地膜和人们日常生活中的一次性包装材料，回收利用难度大成本高，限制了塑料回收利用的工业化发展。

1.2.2 资源的可持续利用

目前全世界石油的储量约 800 亿吨，而全世界每年的石油消费量约 30 亿吨，日渐枯竭的石油资源必将危及到 100%来源于石油化工产品的传统高分子行业的发展。生物降解塑料能够部分或完全以生物质资源为原料进行生产，一方面，减少了聚酯行业对石油的依赖性，实现高分子行业的可持续发展；另一方面，缓解了石油资源日益枯竭的状况。

1.2.3 国内外可降解塑料的环境影响评价

目前国际上对可降解塑料的生命周期评价研究主要有：

1996 年，瑞士内务部环境局(BUWAL)发表文章，通过对淀粉基塑料进行的生命周期评价，得出结论为：淀粉基塑料与通用塑料相比，淀粉基塑料的环境负荷小^[5]。

1998 年，M.Heyde 分析对比了通用材料(聚乙烯等)和生物合成材料—聚羟基丁酸酯(PHB)对环境的负荷(仅考虑了对温室效应的潜在影响)^[6]，得出以下结论：(1)采用常用的废弃物处理方法(70%填埋，30%焚烧)生物降解聚合物比通用塑料对温室效应的贡献大；若采用完全焚烧或堆肥化处理，情况则相反；(2)若 PHB 降解材料是由甲醇基或甲烷基原油(化石资源)发酵法生产的，则其对温室效应的贡献高于通用塑料；(3)由可再生资源生产的生物降解聚合物对环境的影响几乎为 0。

2003 年，Erwin T.H. Vink 等人发表文章，对美国 Cargill Dow 公司生产的聚乳酸进行了评价。研究范围包括玉米的种植与生长、原料的运输、葡萄糖的生产、乳酸的生产和聚乳酸的生产等过程，发现乳酸生产阶段能耗最大，几乎达到整个聚乳酸生产过程所耗能源的 1/2^[7]。

2005 年，Seugdo 和 Bruce 发表文章^[8]对单以玉米为原料和以玉米及秸秆为原料生产的聚羟基脂肪酸酯(Polyhydroxyalkanoates, PHA)进行了生命周期评

价,指出 PHA 生产的主要环境负荷来自玉米生产阶段。

2007 年, K. G. Harding 等对以石油为原料的聚丙烯(Polypropylene, PP)和以玉米为原料的 PHB(没有考虑聚合物的废弃)进行了生命周期评价。指出 PHB 生产的主要环境负荷来自能源和水的需求;除了废水的毒性和富营养化水平外,在整个生命周期中 PHB 的环境协调性优于 PP^[9]。

国内对生命周期评价的研究起步较晚,且在塑料行业主要对工程树脂的应用较多。寇昕莉对 ABS(丙烯腈-苯乙烯-丁二烯共聚物, Acrylonitrile Butadiene Styrene)工程塑料的生产过程从温室效应、光化学效应、酸化效应和人体毒害等方面进行了评价;吕耀平、黄福群等对比了塑料用品和木质用品对环境的影响;石凤对用做包装材料的 PE, PP, GPPS(通用级聚苯乙烯, General Grade Polystyrene), PVC(聚氯乙烯, Polyvinylchloride)进行了全生命周期评价,提出材料生产的环境影响不仅与资源消耗有关,而且与其各自的工艺环节有着密切的关系;洪紫萍等人对用做服装材料的 PET(聚对苯二甲酸乙二醇酯, Polyethylene Terephthalate)树脂的环境协调性进行了评价;林逢春、杨凯对两种一次性餐盒的环境负荷进行了计算。

对于完全生物降解塑料,国内的研究重点主要在于材料合成工艺的改进、材料性能的提升以及下游产品的开发等方面,对其环境协调性研究则鲜见报道。

1.3 生命周期评价概述

1.3.1 生命周期评价的起源与发展

LCA 概念起源于 20 世纪 60 年代末,当时主要是从保护原材料和能源的角度出发以各种方法计算资源和能源的供应和消耗状况,例如美国能源署开展的诸如“燃料循环”(fuel cycle)之类的研究。将 LCA 思想首先用于资源、能源和环境影响综合评价是在 1969 年由美国中西部资源研究所(Mid West Research Institute, MRI)开展的针对可口可乐公司的饮料包装瓶进行评价的研究,该研究对饮料的一次性塑料包装的可行性进行考虑,并比较了复用式的玻璃瓶包装与一次性塑料包装的整体环境影响,并最终确定了塑料包装的环境友好性。在此之后,美国和欧洲各国其他公司也开展了多项以包装纸、包装盒等包装材料和容器为中心的产品评价,从此揭开了 LCA 发展的序幕^[10]。

70 年代初期英国、德国、瑞典等一些国家相继开展了有关生命周期评价的研究^[11],其中大多是关于以包装材料和容器为研究中心;70 年代中期能源危机爆发之后,环境问题的热点是能源问题,美、英等国政府进行了大量关于工业生产能量分析的研究^[12,13],这些研究促进了当今 LCA 方法中能源消耗部分的发展。70 年代末石油危机平息之后, LCA 的研究就不只局限于能流的分析,到了

80年代中期, LCA的发展进入了一个高潮, 在这一时期环境影响的评估方法有了实质性的进展, 如“临界值法”分别在瑞士和荷兰独立形成, 环境优先级方法在瑞士发展起来。

80年代末 90年代初, 随着人们对产品和包装系统复杂关系认识的深入, 发现每个系统都能够在资源与环境效益上有所改善, 人们对资源与环境效益认识的加深, 使生命周期清单分析方法得到了很好的发展。

进入 90 年代, 生命周期评价的发展进入了一个空前发展的时期, 在这一阶段, 生命周期评价中的很多问题都得到了统一与认可。1990 年 8 月在美国召开的国际环境毒理学与化学学会 (Society of Environment Toxicology and Chemistry, SETAC) 研讨会上, 与会者对 LCA 的概念和理论框架进行了详细的讨论与研究, 并最终确定了“生命周期评价”的概念, 从而统一了国际上的 LCA 研究^[14], 使 LCA 研究进入了规范化、稳定化发展的阶段。这一时期 LCA 研究在许多国家开始生根发芽, 日本在 1995 年开始对一些典型材料进行生命周期评价, 1998 年, 日本经济、贸易和工业部门联合提出一个发展产品的生命周期影响评价的五年计划, 通常被称为 LCA 工程^[15,16]; 同样是在 1998 年, 西班牙出版了第一本有关 LCA 的图书, 介绍了 LCA 的思想及概念, 将国际上通行的 ISO 及 SETAC 标准翻译成为西班牙语^[17]; 在意大利, 从 1993 年就有大学开始研究 LCA, 1998 年其国内的几家大公司, 如 ABB, FIAT 开始运用 LCA 对其产品进行生命周期评价^[18]。

尽管 LCA 的概念得到了统一, 但是由于不同的团体进行 LCA 研究的目的不同, 使得对 LCA 的概念和方法历来有着不同的理解。

1993 年, SETAC 对 LCA 做了如下定义^[19]: 通过确定和量化与评估对象相关的能源消耗、物质消耗和废弃物排放, 来评估某一产品、过程或事件的环境负荷; 定量评价由于这些能源、物质消耗和废弃物排放所造成的环境影响; 辨别和评估改善环境(表现)的机会。评价过程应包括该产品、过程或事件的寿命全过程, 包括原材料的提取与加工、制造、运输和销售、使用、再使用、维持、循环回收, 直到最终的废弃。

1997 年 ISO 修订的 ISO14040 标准^[20]规定: LCA 是对一个产品系统的生命周期中输入、输出及其潜在环境影响的汇编和评价。这里的产品系统是通过物质和能量联系起来的, 具有一种或多种特定功能单元过程的集合。在 LCA 标准中, “产品”既可以指(一般制造业的)产品系统, 也可以指(服务业提供的)服务系统。生命周期是指产品系统中前后衔接的一系列阶段, 从原材料的获取或自然资源的生成, 直至最终处置。

从两种 LCA 的阐述可以看出, LCA 的定义在其发展过程中不断地得到完善和充实, 但基本的思想与方法并没有改变。

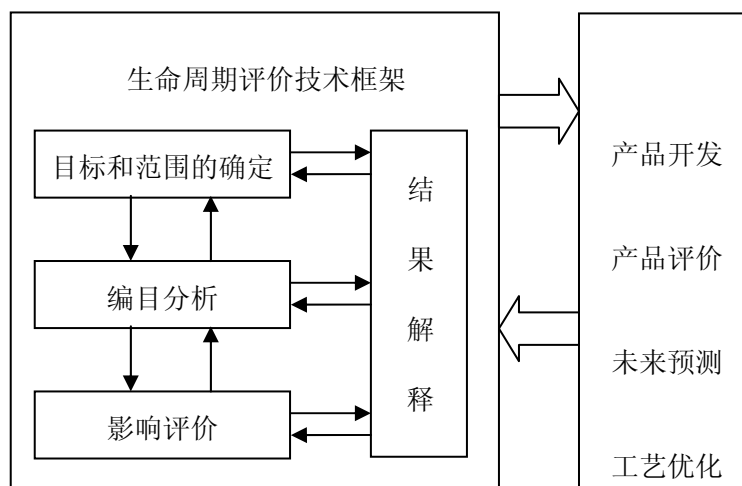


图1-1 ISO14040技术框架

Fig.1-1 The technique framework of ISO14040

LCA 的方法学框架早期习惯以 1990 年 SETAC 研讨会上确定的三角形模型。随着 LCA 方法的发展, 1997 年 ISO14040 标准以一种新的形式定义了 LCA 技术框架, LCA 评价过程包含目的与范围的确定、清单分析、影响评价和结果解释这四个组成部分, 如图 1-1 所示。

1.3.2 生命周期评价的意义

当前 LCA 已广泛应用于人类社会的各个领域, 它对我们的经济社会运行、可持续发展战略、环境管理系统都带来了新的要求和内容, 其意义^[19]在于以下几个方面: 在工业企业部门, LCA 的应用, 有助于企业对产品系统的生态辨识与诊断、产品生命周期影响的评价与比较、产品改进效果的评价、生态产品设计与新产品开发、循环回收管理及工艺设计、清洁生产审计, 对企业提高资源利用效率, 优化生产工艺以及降低生产成本等方面进行支持; 在政府环境管理部门和国际组织, 社会产品体系之间相互作用、相互影响, 都受到经济规律和生态规律的制约, 因此在社会生产的各个方面运用 LCA 思想, 将可以了解产业结构与社会环境问题间的关系, 从而为地区 and 行业发展政策的制定提供依据; 消费者组织, 产品的生产是与其产品的出售实现其价值的, LCA 的运用能够使消费者对产品的环境性能有直观的了解, 消费者逐渐对存在环境污染问题的产品和企业予以排斥, 即增加了企业对污染问题的重视, 促使其环境改善。

尽管 LCA 的应用对人类社会产生了非常重要的意义, 但它并不是完美无缺的。LCA 在其研究理论与实际应用中都存在着一定的局限性, 它的局限性^[21]可以从以下几个方面阐述: 客观性问题, LCA 所处理的环境问题以及所采用的量化方法, 都会对评价结果的客观性产生很大的影响; 计算模型的局限性, 将

清单数据转换为环境损害的计算方法通常非常复杂和不确定，而生命周期清单分析或评价环境影响模型的假定条件又可能对某些潜在影响或应用并不适用；信息来源和数据质量问题，由于生命周期各个阶段的信息和数据有限，许多数据尤其是典型生产的数据无法获得，造成整个研究过程中一些环节数据的缺失；时间和地域的局限性，在不同的时间和地域范围内，因生产工艺、资源以及能源结构等因素使同一种产品得到不同的环境清单数据，随着生产技术和工艺的更新，所得评价结果也只在某一段时间内有参考价值。

1.4 课题来源与研究内容

1.4.1 课题来源

本论文依托国家 863 项目“材料全生命周期环境负荷研究及应用示范”，北京市自然科学基金“生态环境材料及其评价体系的基础研究”，以及科技部十一五科技支撑计划“食品包装用生物分解塑料的成型加工和应用技术”，将生命周期评价的方法应用于塑料行业，研究生物降解塑料(部分石油，非石油)聚碳酸和聚乳酸的环境负荷。

1.4.2 研究内容

本文的主要研究内容分以下几个部分：一，计算聚碳酸亚丙脂、聚乳酸和非石油基聚碳酸酯三种生物降解材料从原材料开采到最终废弃(不包括产品加工)的全生命周期清单，并在此基础上通过特征化与归一化计算，找出三种材料生命周期过程中的环境负荷；二，通过对三种生物降解材料的环境负荷分析找出各自的主要环境负荷阶段，主要环境负荷工序以及主要环境负荷类型，并找出产生各种环境影响的原因；三，将三种生物降解材料与传统材料 PE 的环境负荷进行对比，找出两类材料在环境性能上的不同。

第2章 评价方法体系的构建与选取

随着人类对环境问题认识的深入,人类开始想尽办法降低对环境的污染与破坏,作为资源与能源消耗大户的材料产业首当其冲。在此背景下以资源节约型、环境友好型为目标的“生态环境材料”的概念被人们提出,而什么样的材料才是生态材料,这就涉及到如何评价材料的环境协调性^[22]。LCA方法在材料领域的应用为材料的环境协调性提供了一把尺子,运用生命周期评价的基本理念、原则和方法对材料进行环境行为评估,不仅对材料的环境性能给出一个量化值,同时也能够找出产品的主要环境影响类型及主要环境负荷阶段,为优化生产工艺,提升材料的环境性能提供数据上的支持。

2.1 LCA的方法学框架

1990 在国际环境毒理学与化学学会(SETAC)研讨会上确定了生命周期评价的概念,同时也确定了 LCA 方法学三角形模型框架,此框架为以后的 LCA 研究指明了方向。自 LCA 概念确定以后,许多相关研究得以展开,并陆续有 LCA 的相关资料发表。

1997 年 6 月,国际标准化组织颁布了 ISO14040《环境管理-生命周期评价-原则和框架》标准,使 LCA 的整体技术框架又有了新的表述形式。根据 ISO14040 标准,生命周期评价的技术框架包括目标与范围的确定,清单分析,影响评价和解释四个部分。

2.1.1 目标与范围的确定

目标与范围的确定是进行生命周期评价的起始点,它直接影响到整个评价工作程序和最终的研究结论的准确度。评价目标的定义应根据研究的理由、应用意图以及决策者所需要的信息确定;按照评价的目标界定研究范围,它包括评价系统的定义、边界的确定、假设条件以及有关数据要求和限制条件等。目标和范围的确定应重点考虑:目的、范围、功能单元、系统边界、数据质量和关键复核过程几个方面,以确保生命周期评价的顺利进行^[23]。

2.1.2 清单分析

生命周期清单分析是对一种产品、工艺或活动在其整个生命周期内的物质与能源的消耗量以及对环境产生的排放(包括废气、废水、固体废弃物及其他环

境释放物)进行以资料为基础的客观量化过程。该分析评价贯穿于产品的整个生命周期过程,即包括原材料的提取、加工、制造和销售、使用以及最后的废弃处理。它是 LCA 的核心部分,也是环境影响评价的基础,是目前 LCA 中发展最为完善的一部分。

生命周期清单分析的主要步骤包括数据的收集、计算程序和物流能流以及排放物的分配。其中计算程序又包括数据确认、数据和单元过程的关联、数据与功能单位的关联和数据的合并、系统边界的修改和数据缺口的处理五个组成部分。数据处理过程中功能单位产品的消耗与排放应规范化,以有利于清单数据的叠加与清单分析的进行。

2.1.3 影响评价

在 ISO14040 标准的系统框架下目标与范围的确定和清单分析是发展较成熟的两个步骤,而第三部分影响评价是 LCA 研究中争议最大的阶段,在已进行的 LCA 研究中采用了多种不同的环境影响评价模型,并且至今仍不存在一种普遍接受的方法,使清单数据和具体的潜在环境影响之间建立一致、准确的联系。有关本研究中评价模型的选取将在本章 2.2 中做详细讨论。

2.1.4 结果解释

生命周期结果解释,是将清单分析和环境影响评价的结果进行综合,对该过程、事件或产品的环境影响进行阐述和分析,最终给出评价的结论及建议^[24]。这种分析包括定量和定性的改进措施,如改变产品结构,重新选择原材料,改变制造工艺和消费方式,以及废弃物管理等。对于决策过程而言,依据第一部分中定义的评估目标和范围,向决策者提供直接需要的相关信息。

生命周期解释的内容包括对研究对象环境热点的识别、评估和结论、建议及报告。其中,环境热点可分为清单数据类型(如能源、污染物排放等)、影响类型(如资源消耗、温室效应等)和生命周期各阶段(如运输、能源生产等单元过程或过程组)对生命周期清单(life cycle inventory, LCI)或生命周期影响评价(life cycle impact assessment, LCIA)结果的主要贡献。

2.2 影响评价模型及方法的确定

生命周期影响评价是 LCA 中理解和评价产品系统潜在环境影响大小和重要性的阶段,其目的是对产品系统清单分析(LCI)结果进行评估,以便更好地理解这些结果的环境意义。在 LCIA 阶段,对选定的环境问题(即环境影响类型)模型化,并利用类型参数(用各影响类型中的累积总量或资源消耗总量来表征潜

在环境影响)来精简和解释 LCI 结果,此外,LCIA 还为生命周期解释阶段做准备。

根据 ISO14044^[25]的规定,生命周期影响评价阶段的一般程序由几个将清单结果转换为指标结果的必备要素组成,这些必备要素包括影响类型、类型参数和特征化模型的选择、分类和特征化。此外,还有对指标结果的归一化、分组或加权,以及数据质量分析等可选要素。

2.2.1 影响类型的选择

对大多数 LCA 研究,通常选择现有的影响类型、类型参数和特征化模型。在 LCA 研究中,对任何有关影响类型、类型参数和特征化模型的选择,均应指明对有关信息的引用。环境影响类型的选择既可以与传统类型相一致,如温室效应、酸化效应、资源消耗等,也可以由决策者根据实际需要代表性的特殊问题来确定影响类型,而在 ISO14044 标准中,仅仅给出了环境影响类型的一般原则,并没有给出具体的分类方案。目前,国际上也没有统一的影响类型分类方法。

SETAC 于 1993 年提出的分类方案至今仍为大部分 LCA 研究所遵循,该方案主要考虑资源耗竭、人类健康和生态系统健康,分为资源耗竭、环境污染及生态系统退化三大类,在每一大类中又分为一些具体影响类型^[26];在 SETAC 分类方案的基础上,根据 ISO14042^[27]的原则,丹麦技术大学提出了一个新的分类方法(EDIP),将影响类型分为全球和区域环境影响以及当地环境影响,其中,全球和区域环境影响又分为气候变化、臭氧层破坏、酸化、富营养化和光化学烟雾,当地环境影响又分为急性生态水体毒性、持续性生态水体毒性、持续性土壤生态毒性、毒性气体、毒性水域、毒性土壤和固体废弃物^[28];Eco-Indicator 99 方法中将影响类型分为矿产资源减少、化石资源减少、区域动植物物种影响、本地动植物物种影响、酸雨和土壤酸化、环境毒素积累、气候变化引起疾病、臭氧层破坏、辐射致癌、呼吸道感染和导致癌症 11 类^[29];我国中科院生态环境研究中心在研究我国汽车生命周期评价方面的研究中,针对我国的实际情况,将影响类型分为不可更新资源消耗、全球变暖、臭氧层损耗、可更新资源消耗、酸化、水体富营养化、光化学臭氧合成、固体废弃物、危险废弃物和烟尘及灰尘 10 类;根据美国环保总局(EPA)^[30]的研究,将通常采用的环境影响类型归纳为全球变暖、臭氧层破坏、酸化效应、光化学烟雾、富营养化、陆生生态毒性、水生生态毒性、人类健康损害、资源消耗、土地使用和水资源利用 11 类。

本论文中依据目前国际上采用较多而且易于实现的 CML 的分类方法,根据高分子材料生命周期中的环境特点,将环境影响类型分为人体健康损害(human toxicity, HT)、酸化效应(acidification, AP)、光化学烟雾(photochemical

oxidation, POCP)、温室效应(global warming, GWP)和不可再生资源损害(abiotic depletion, ADP)五种。

2.2.2 分类

分类是将生命周期清单的输入和输出数据与环境影响类型相联系并分组排列的过程,它是一个定性的、基于自然科学知识的过程。在 LCA 中将环境损害分为资源消耗、人体健康损害和生态环境影响。而后,又细分为许多独立的环境影响类型,如温室效应、光化学效应、酸化效应等。在分类时,当一种清单结果涉及不止一种影响类型时,需要识别相关联的环境影响类型间的作用机理并合理处理环境负荷项目分配。它包括对并联机制的区分(例如将 SO_2 分配到人体健康损害和酸化效应两种影响类型)和在串联机制间进行分配(例如将 NO_x 划归到光化学烟雾和酸化两种影响类型),表 2-1 列出了生命周期评价中经常涉及到的环境影响类型及相关环境负荷项目^[31]。

表 2-1 环境影响类型及相关环境负荷项目

Table 2-1 Environmental impact categories and relative environmental burden

环境影响类型	作用范围	相关环境负荷项目
不可再生资源消耗	全球	矿物消耗、化石燃料消耗
温室效应	全球	CO_2 、 NO_2 、 CH_4 、CFCs 等
臭氧层破坏	全球	CFCS、哈龙、 CH_3Br
可再生资源消耗	区域	生物资源、水
酸化效应	区域	SO_2 、 NO_x 、 HCl 、 NH_4^+
光化学效应	区域	乙烯、非甲烷系碳氢化合物
人体健康损害	当地	进入空气、水体和土壤的毒性物质
富营养化效应	当地	氨、磷酸盐、硝酸盐
生态毒性	当地	进入空气、水体和土壤的毒性物质

2.2.3 特征化

特征化是根据环境影响分类以及选用的计算模型,将得到的生命周期清单的数据转化为相应的环境影响指标。其目的是将每一个影响类型中的不同物质转化和汇总为统一的单元。包括两个步骤,一是将清单结果换算为同一单位,二是将转换后的清单分析结果进行合并,形成参数结果。第一步的实现通常借助一定的特征化模型,特征化的结果是一个量化指标。明确地讲,特征化就是量化和汇总不同清单结果对同一影响类型的潜在影响,用某一特定的参数来表达。

2.2.4 常用特征化模型描述与选择

目前研究的特征化计算模型有多种，国际上常用的特征化模型主要以下几种：

(1) 负荷评估模型 在负荷评估模型中清单分析的相关资料值是简单的罗列出来，也可能根据他们的潜在影响加以分类。特征化的方式会根据影响的有无、相对大小或是“少就是好”等方式来表现。

(2) 当量评价模型 根据某一当量因子来汇总生命周期清单数据，前提是汇总的当量因子能度量潜在的环境影响。此模型的原理是在质量相同的情况下，利用不同环境影响因子对同一种环境影响类型的贡献量差异，以其中某一种影响因子为基准，将其影响潜力看作 1，然后将等量的其它污染物与其做比较，这样可以得到各类压力因子相对于基准物的环境影响潜力大小，即当量因子。最后可根据各影响因子间的当量关系，汇总得到以基准物质为单位的环境影响潜力大小。

(3) 毒性和持续性及生物累积性评估模型 它以释放物特有的化学特性，如毒性、可燃性、致癌性和生物富集等为基础来汇总生命周期清单分析数据，前提是这些标准能将生命周期清单分析数据归一化，以测度潜在的环境影响。

(4) 总体暴露效应模型 这类模型中，排放物的加和总是针对某些特殊物质的排放所导致的暴露和效应作一般性的分析，来估计潜在的环境影响，有些时候也会加入对背景浓度的考查。

(5) 特定地址暴露效应模型 这类模型以相关区域或场所的影响信息为基础，针对某些特殊物质的排放所导致的暴露和效应作特定位置的分析，来确定产品系统实际的影响，在此模型中，排放物影响的加和必须考虑到特定位置的背景浓度。

以上五种特征化模型中，负荷评估模型只是认为“少就是好”的原则，而不针对系统的输入和输出面所造成的实际环境影响，这样并不符合进行环境影响评估的目的，事实上只是综合了清单中的数据，而不作进一步的分析；毒性和持续性及生物累积性评估模型对尚未建立毒性资料的排放物并不适用，目前此方法主要用于人体健康影响评估；总体暴露效应模型的缺点是利用现有科学知识所确定的相应指标值，在准确性方面存在困难，并且随着科学知识的累积和进步，模型中的环境影响效应值必须不断加以修正，而且并非所有类别的环境影响都可得到一般性的暴露效应值；点源暴露效应模型，在众多不同流程的 LCA 分析中并不实际，而更适合用在环境影响评估中。

当量评价模型的优势在于它是建立在科学研究基础之上，同一种压力因子，无论其暴露途径、暴露地点等条件如何不同，它所能产生的潜在环境影响都认为是同样的，因此其结果不受时间因素的影响，因此本文选择当量模型法对环

境影响进行表征。

2.2.5 特征化模型分析

以当量模型来计算各个环境影响因子的相对环境影响大小，就是要以当量系数来汇总各个环境影响因子的相对环境影响，根据表 2-1，下面给出了 9 种环境影响类型的计算模型：

(1) 人体健康损害效应 对于那些能引起人体毒害的物质，其对人体健康损害的影响潜势一般采用以下公式进行计算：

$$IR_{HT} = \sum HT_i \times m_i \quad (2-1)$$

式中 IR_{HT} ——人体健康损害效应特征化参照结果；

HT_i ——环境排放 i 相对于(1,4)-二氯苯的人体健康损害特征化因子；

m_i ——环境排放 i 的排放量。

(2) 光化学效应 大气中的烃类和氮氧化物在阳光的作用下发生化学作用，衍生种种污染物，其对光化学效应的影响潜势一般采用以下公式进行计算：

$$IR_{POCP} = \sum POCP_i \times m_i \quad (2-2)$$

式中 IR_{POCP} ——光化学效应特征化参照结果；

$POCP_i$ ——环境排放 i 相对于乙烯的光化学效应特征化因子；

m_i ——环境排放 i 的排放量。

(3) 酸化效应 氮氧化物和硫氧化物等酸性气体会形成酸雨，其酸化效应潜势一般采用以下公式进行计算：

$$IR_{AP} = \sum AP_i \times m_i \quad (2-3)$$

式中 IR_{AP} ——酸化效应特征化参照结果；

AP_i ——环境排放 i 相对于 SO_2 的酸化效应特征化因子；

m_i ——环境排放 i 的排放量

(4) 温室效应 对于那些能导致温室效应的气体，以对全球变暖的潜势来表示，一般采用以下公式进行计算：

$$IR_{GWP} = \sum GWP_i \times m_i \quad (2-4)$$

式中 IR_{GWP} ——温室效应特征化参照结果；

GWP_i ——环境排放 i 相对于 CO_2 的特征化因子；

m_i ——环境排放 i 的排放量。

(5) 不可再生资源消耗 采用以下公式进行计算：

$$IR_{ADP} = \sum ADP_i \times m_i \quad (2-5)$$

式中 IR_{ADP} ——不可再生资源消耗的特征化参照结果；

ADP_i ——第 i 种资源的消耗潜力，即资源消耗的特征化因子；

m_i ——资源 i 的消耗量。

(6) 可再生资源消耗 采用以下公式进行计算：

$$IR_{BDP} = \sum BDP_i \times m_i \quad (2-6)$$

式中 IR_{BDP} ——可再生资源特征化参照结果；

BDP_i ——第 i 种资源的特征化因子；

m_i ——资源 i 的消耗量。

(7) 臭氧层破坏 那些能破坏臭氧层的物质，其对环境的影响以臭氧层减薄潜势来表示，一般采用以下公式进行计算：

$$IR_{OWP} = \sum OWP_i \times m_i \quad (2-7)$$

式中 IR_{OWP} ——臭氧层破坏特征化参照结果；

OWP_i ——环境排放 i 相对于 CFC-11 的臭氧层特征化因子；

m_i ——环境排放 i 的排放量。

(8) 富营养化效应 环境中能导致富营养化效应的物质可以以其对富营养化效应影响潜势来表示，一般采用以下公式进行计算：

$$IR_{NP} = \sum NP_i \times m_i \quad (2-8)$$

式中 IR_{NP} ——富营养化效应特征化参照结果；

NP_i ——环境排放 i 相对于磷酸根(PO_4^{3-})的富营养化效应特征化因子；

m_i ——环境排放 i 的排放量。

(9) 生态毒性 污染物排放造成的生态毒性的影响可能会涵盖水生动植物、海生动植物和陆生动植物等范围，而污染物排放的媒体又可包括淡水、海水、农业土壤和工业土壤。因此，相关研究难度非常大。常用的特征化方法是根据污染物分别在大气、淡水、海水、农业土壤和工业土壤的排放量，各自计算对不同环境动植物的影响，通常采用以下公式进行计算：

$$IR_{ET} = \sum ET_i \times m_i \quad (2-9)$$

式中 IR_{ET} ——生态毒性影响特征化参照结果；

ET_i ——环境排放 i 相对于(1, 4)-二氯苯的生态毒性特征化因子；

m_i ——环境排放 i 的排放量。

研究中所确定的 HT、AP、POCP、GWP 和 ADP 五种环境影响类型的当量因子如表 2-2 所示。

表 2-2 各影响类型的当量因子

Table 2-2 The equivalency factor of impact categories

影响类型	HT	AP	POCP	GWP	ADP
当量因子	kg-(1,4)-二氯苯	kg-SO ₂	kg-乙烯	kg-CO ₂	kg-Sb

2.2.6 选择性步骤

为了更进一步从整体上概括系统对环境的影响，生命周期影响评价阶段还包括归一化、分组和加权等选择性步骤，其目的在于比较和衡量不同环境影响类型之间的环境损害。因此，本论文研究的可选性步骤选择归一化和加权，加权按照等权重(即各种环境影响类型的权重系数均取 1)加权处理。

2.3 本章小结

本章的主要工作是对生命周期评价方法进行了辨识、选择与系统化，提出了适合我国高分子工业的生命周期评价方法体系。确定了研究中考虑的人体健康损害、光化学效应、酸化效应、温室效应和不可再生资源消耗五种环境影响类型，选择以当量模型为环境影响评价模型，并对其计算方法以及各种环境影响类型的当量因子进行了阐述，最后选择了归一化步骤和等权重加权，作为对不同产品间的环境影响进行分析的手段。

第3章 聚碳酸亚丙酯的生命周期分析

部分石油基聚碳酸酯—聚碳酸亚丙酯(Poly propylene carbonate, PPC)是最近几年开始投入生产、使用的一种全生物降解塑料,主要应用于食品包装和医用领域。聚碳酸亚丙酯是由CO₂和环氧丙烷(Propylene Oxide, PO)在一定条件下聚合生成,其中CO₂的单元质量分数达到31%~50%,并且在强制堆肥条件下50~60天完全降解成水和二氧化碳。因此聚碳酸亚丙酯的使用一方面降低了对上游石油产品的需求,另一方面也有助于解决困扰人类的“白色污染”问题。

我国自20世纪90年代后期起,由中科院广州化学所、浙江大学、兰州大学、中科院长春应化所相继开展了二氧化碳固定为可降解塑料的研究。在二氧化碳共聚物中所用催化剂的筛选和合成,二氧化碳二元加成共聚、三元加成共聚、调节共聚、二氧化碳共聚物性质表征和改良,以及开拓用途方面进行了艰辛的探索性研究,并取得可喜的进展,一些研究成果已经转化到实际生产当中,而有关聚碳酸亚丙酯的环境性能方面的研究还鲜有报道。

3.1 研究边界的确定和原始数据来源

3.1.1 研究目的

本章主要研究为以石油产品(环氧丙烷)和CO₂生产的聚碳酸亚丙酯的环境负荷状况,通过对聚碳酸亚丙酯进行全生命周期分析,定量的给出材料全生命周期各个阶段的环境负荷,找出聚碳酸亚丙酯生命周期过程中的主要环境负荷阶段,主要环境负荷工序以及主要环境负荷类型。

3.1.2 研究的边界范围

根据研究的目的,确定研究的边界范围为原油开采、丙烯的生产、环氧丙烷的生产、聚合物的生产、使用以及最终的废弃处理的整个生命周期过程,如图3-1所示。环氧丙烷生产中所消耗的Cl₂,石灰等都在研究范围之内;聚合物生产过程中使用的CO₂来自水泥厂等企业净化处理后的废气,其生产过程不在研究范围之内,即实际研究内容为虚线框内的部分。涉及到的环境影响类型包括人体健康损害、光化学效应、酸化效应、温室效应和不可再生资源消耗五种。系统的功能单位确定为生产1000kg产品所造成的环境负荷。

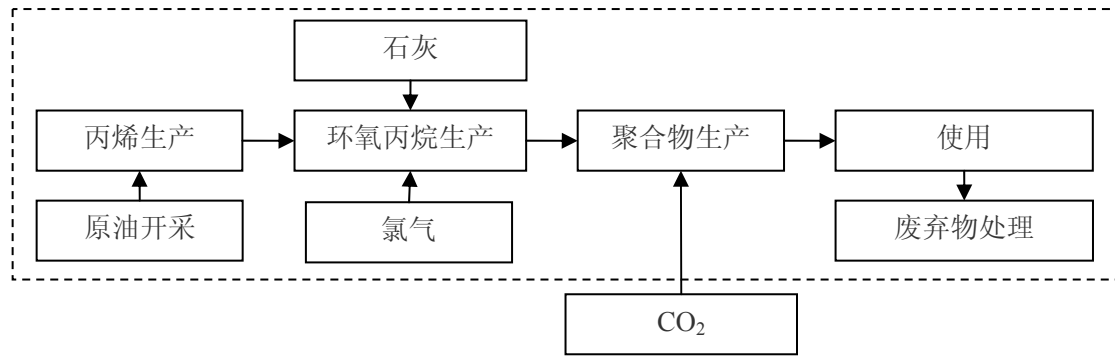


图3-1 聚碳酸亚丙酯的系统边界

Fig. 3-1 The system boundary of poly propylene carbonate

3.1.3 数据收集与整理

生命周期清单由资源消耗和污染物排放两部分构成。资源消耗包括原材料(从自然界直接获取)的消耗与初级能源的消耗。污染物排放包括直接排放和间接排放：直接排放，指系统运转过程中污染物的排放；间接排放，指原材料以及能源生产过程中产生的污染物排放。因此，在生命周期清单的计算过程中需要大量基础数据的支持，如原材料开采过程、产品的运输过程、二次能源的生产等过程，本节整理出与研究相关的基础数据，为论文的进行提供数据支持。

(1) 能源数据

在材料的整个生命周期过程中，能源的消耗主要来自原煤、原油、天然气等一次能源与电力、蒸汽、燃料油等二次能源的消耗。原油、燃料油以及电力等的生命周期清单^[32,33]如表3-1所示。

表 3-1 能源生产的生命周期清单

Table 3-1 Life cycle inventory of energy production

		单位	原油	燃料油	柴油	炼厂干气	电力*
资源 能源 输入	原煤	kg/kg	1.27E-03	5.63E-02	5.73E-02	5.10E-02	3.97E-01
	原油	kg/kg	1.30E+00	1.28E+00	1.31E+00	1.41E+00	9.24E-03
	天然气	m ³ /kg	2.11E-06	7.72E-05	7.87E-05	8.50E-05	6.90E-03
污 染 物 排 放	CO ₂	kg/kg	8.04E-02	2.14E-01	2.18E-01	2.36E-01	7.62E-01
	SO ₂	kg/kg	2.06E-04	1.13E-03	1.15E-03	1.25E-03	4.34E-03
	NO _x	kg/kg	2.00E-04	8.23E-04	8.40E-04	9.07E-04	4.54E-03
	CO	kg/kg	7.77E-06	1.31E-04	1.33E-04	1.44E-04	1.15E-03
	CH ₄	kg/kg	7.86E-06	2.11E-04	2.15E-04	2.32E-04	2.30E-03
	烟尘	kg/kg	9.86E-05	1.70E-03	1.73E-03	1.87E-03	2.91E-04
	液体废物	kg/kg	6.11E-01	7.49E-01	7.64E-01	8.25E-01	1.14E+00
	固体废物	kg/kg	6.16E-03	7.55E-03	7.77E-03	8.31E-03	8.86E-02

电力*：单位为kg/kWh或m³/kWh

材料的生产过程中消耗的蒸汽等其它二次能源,由于缺少生产数据,因此本文将这些二次能源按照其热值折算成原煤处理,折热系数^[34,35]如表3-2所示,燃料燃烧的污染物排放因子根据袁宝荣博士计算我国原油、原煤清单过程中所用的方法进行计算^[32],所得结果如表3-3所示。

表 3-2 能源热值

Table 3-2 Energy heat value

类别	单位	能量(MJ)	类别	单位	能量(MJ)
电力	kWh	11.84	1.0MPa 级蒸汽	t	3182
新鲜水	t	7.12	0.3MPa 级蒸汽	t	2763
循环水	t	4.19	<0.3MPa 级蒸汽	t	2303
污水	t	33.49	净化压缩空气	m ³	1.59
软化水	t	10.47	非净化压缩空气	m ³	1.17
除盐水	t	96.3	氧气	m ³	6.28
除氧水	t	385.19	氮气	m ³	6.28
标准燃料	t	41868	原煤	t	20934
标准煤	t	29308	重油	t	41868
柴油	t	42705	液化石油气	t	47472
工业焦炭	t	33494	炼厂干气	t	46055
10MPa 级蒸汽	t	3852	天然气	m ³	35.59
3.5MPa 级蒸汽	t	3684	焦炉煤气	m ³	16.75

表 3-3 化石燃料的排放因子

Table 3-3 Emission factor for fossil fuels

	单位	原煤	燃料油
CO ₂	kg/kg	1.78E+00	3.01E+00
SO ₂	kg/kg	1.87E-02	1.03E-02
NO _x	kg/kg	9.95E-03	7.24E-03
CO	kg/kg	2.22E-03	1.47E-02
CH ₄	kg/kg	1.67E-05	1.67E-04
灰分	kg/kg	3.57E-02	2.12E-06

(2) 运输

运输清单参考马丽萍^[36]计算的城市公路重型货车运输生命周期清单,如表3-4所示。

(3) 原油深加工

开采出来的原油经石化企业进行深加工后才能得到柴油、乙烯、丙烯等相关石化产品,根据本论文的研究内容,现将原油深加工的部分数据^[37]列于表3-5。

表 3-4 城市重型货车运输生命周期清单

Table 3-4 The life cycle inventory for heavy truck of city road trucking

名称	单位	数值	名称	单位	数值
资源 原煤	kg/t.100km	1.73E-01	CO	kg/t.100km	1.01E-01
能源 原油	kg/t.100km	4.78E+00	CH ₄	kg/t.101km	2.00E-03
输入 天然气	m ³ /t.100km	2.87E-04	NMVOC	kg/t.102km	5.88E-02
污染 CO ₂	kg/t.100km	1.21E+01	颗粒物	kg/t.100km	2.63E+01
物 SO ₂	kg/t.101km	1.30E-02	液体排放	kg/t.100km	2.79E+00
排放 NOx	kg/t.100km	2.04E-01	固体排放	kg/t.100km	2.81E-02

表3-5 原油的深加工清单

Table 3-5 The inventory of crude oil deep processing

工序	输入			输出		
	名称	单位	数值	名称	单位	数值
原油分馏	原油	kg	1000	石脑油	kg	150
	新鲜水	kg	131	轻柴油	kg	290
	循环水	kg	3040	副产品	kg	560
	电	kWh	6.8	液体排放	kg	155
	中压蒸汽	kg	24			
	燃料油	kg	4.05			
	燃料气	kg	5.56			
石脑油裂解	石脑油 轻产油	kg	1300	裂解气	kg	1000
	燃料油	kg	208	副产物	kg	1000
	燃料气	kg	69.3	废碱液	kg	13
	电	kg	25.63	废水	kg	546
	中压蒸汽	kg	350			
	循环水	kg	172000			
	软水	kg	1000			
	空气	m ³	19			
	N ₂	m ³	19			
裂解气分离	裂解气	kg	2928	乙烯	kg	1000
	电	kWh	48.79	丙烯	kg	424
	燃料气	kg	24	C4	kg	340
	中压蒸汽	kg	428	裂解汽油	kg	160
	低压蒸汽	kg	1542	其它裂解产物	kg	167
	循环水	kg	414530			
	N ₂	m ³	102.188			
	空气	m ³	189.8			
	新鲜水	kg	10390			

(4) 其它材料

在环氧丙烷生产阶段,需要投入氯气和石灰两种材料。目前我国氯气主要来源于氯碱工业(电解饱和食盐水得到NaOH和Cl₂),氯碱生产工艺主要以隔膜法和离子膜法为主,本文氯气的生产采用离子膜电解工艺进行计算,生产1t烧碱的输入输出数据^[38,39,40]如表3-6所示。

表 3-6 1t 烧碱的消耗与排放

	名称	单位	数值
原料消耗	原盐	kg	1548.9
	水	kg	476.6
能源消耗	动力电	kWh	95
	蒸汽	kg	1000
	电	kWh	2195
废物排放	盐泥	kg	40



依据电解方程3-1知生产1.1t烧碱副产1t氯气,反应过程中正负电荷分别被氯离子和氢离子得到生成氯气和氢气,继而生成产物NaOH,因此将电解过程的电力消耗以两种产品(NaOH和Cl)物质的量进行等分,即各占50%。原料消耗以及其它过程的能耗(盐水预热等)按照产品的质量比例进行分配,此外生产过程中要自耗氯气为20.5kg^[41],最后计算得到生产1t氯气的环境负荷清单如表3-7所示。

表 3-7 生产 1t 氯气的环境负荷清单

	名称	单位	数值
原料	原盐	t	8.28E-01
	水	t	2.55E-01
能源	原煤	kg	5.80E+02
	原油	kg	1.19E+01
	天然气	kg	8.85E+00
废气	CO ₂	kg	1.10E+03
	SO ₂	kg	5.57E+00
	NO _x	kg	5.82E+00
	CO	kg	1.49E+00
	CH ₄	kg	2.95E+00
	NMVOC	kg	3.73E-01
	烟尘	kg	3.59E+00
废水	工业废水	kg	1.46E+03
废渣	固体废弃物	kg	1.35E+02

石灰的生产清单参考王晓霞^[42]的计算结果，如表3-8所示。

表 3-8 生产 1t 石灰的消耗和排放

	名称	单位	数值
资源 能源 输入	石灰石	kg	2.2097
	原煤	kg	3.66E+02
	原油	kg	4.76E-01
	天然气	m ³	1.26E-01
污染物 排放	CO ₂	kg	1.25E+03
	SO ₂	kg	2.54E+00
	NO _x	kg	9.80E-02
	CO	kg	2.28E-02
	CH ₄	kg	3.38E+00
	NMVOC	kg	5.31E-03
	烟尘	kg	1.06E+00
	工业废水	kg	6.84E+02
	固体废弃物	kg	1.80E+01

3.2 聚碳酸亚丙酯的生命周期分析

3.2.1 清单分析

根据图 3-1 所示的聚碳酸亚丙酯的系统边界，对 PPC 的整个生命周期过程进行阐述：

- (1) 原油开采 原油生产过程的能耗以及环境排放见表 3-1。

表 3-9 丙烯生产的输入输出清单

Table 3-9 Propylene production input and output inventory

	名称	单位	数值
资源 能源 输入	原煤	kg/t	3.82E+02
	原油	kg/t	1.81E+03
	天然气	m ³ /t	1.66E+01
	水	t/t	6.23E+00
污染物 排放	CO ₂	kg/t	1.87E+03
	SO ₂	kg/t	9.07E+00
	NO _x	kg/t	5.42E+00
	CO	kg/t	4.20E+00
	CH ₄	kg/t	2.34E-01
	烟尘	kg/t	1.22E+01
	NMVOC	kg/t	1.76E-02
	废水	kg/t	1.14E+03
	废渣	kg/t	7.87E+00

(2) 丙烯生产 根据表 3-5 所给出的原油加工数据进行计算,生产过程中的多产品分配按照产品的质量进行分配。原油深加工过程的气态污染物排放主要来自能源的燃烧,各种能源的燃烧排放根据相关燃料的污染物排放因子计算,所得结果如表 3-9 所示。

(3) 环氧丙烷生产 目前国内的环氧丙烷(Propylene Oxide, PO)生产方法有氯醇法和间接氧化法两种,并以氯醇法为主流生产方式,因此本文环氧丙烷的生产数据收集自氯醇法^[43,44,45,46],生产过程中资源、能源的消耗以及污染物排放如表 3-10 所示。

表 3-10 环氧丙烷生产的物质与能源消耗

Table 3-10 The material and energy consuming of propylene oxide production

	名称	单位	数值
原料消耗	丙烯(100%)	kg/t	8.15E+02
	氯气(100%)	kg/t	1.35E+03
	石灰	kg/t	8.07E+02
副产物	二氯丙烷	kg/t	1.00E+02
	二氯二异丙醚	kg/t	
能源消耗	电	kWh/t	1.00E+02
	冷却水	kg/t	2.00E+05
	蒸汽	kg/t	2.00E+03
废物排放	废水	kg/t	5.00E+04
	废渣	kg/t	2.00E+03

(4) 聚合物生产 聚碳酸亚丙酯是以二氧化碳和环氧丙烷为原料,在催化剂条件下聚合生成,CO₂来自于水泥厂或其他企业产生的废气。该工序 CO₂即是一种资源也是一种污染物,作为资源输入的 CO₂,在计算污染物排放时按负值考虑。聚合物生产的物质与能源消耗如表 3-11 所示。

表 3-11 聚合物生产的物质与能量消耗

Table 3-11 The material and energy waste of PPC

	名称	单位	数值
原料消耗	环氧丙烷	kg/t	623.42
	CO ₂	kg/t	400.00
	锌粉	kg/t	66.67
	甘油	kg/t	16.67
	溴乙烷	kg/t	100.00
	三氯乙酸	kg/t	5.00
能源消耗	电力	kWh/t	140.00
	蒸汽	t/t	6.00

(5) 使用 材料在使用过程中不会对环境产生影响, 因此使用阶段只考虑运输对环境产生的影响。使用阶段的运输距离, 参考 2005 年全国货物运输的平均运距 65km^[47]进行估算。

(6) 废弃 废弃过程分为运输和废弃处理两个阶段, 运输阶段以典型城市市内货物的运输距离估算废弃的运输距离, 研究中以北京市 2005 年市内货物周转量与货物运输量计算得到运距为 28km^[48]。我国垃圾主要以填埋处理为主, 因此研究中也采用这一处理方式, 材料填埋后在土壤中受微生物的影响自然降解, 所产生的水和二氧化碳被土壤和微生物吸收, 不产生空气排放, 材料填埋占用土地产生的环境负荷较小, 不带入材料整个生命周期过程中, 具体情况在第 5 章(5.4)中单独讨论。

将聚碳酸亚丙酯生命周期过程中的各个阶段的数据进行整理, 最终得到生产 1000kg 聚碳酸亚丙酯的生命周期清单, 如表 3-12 所示。

表 3-12 聚碳酸亚丙酯的生命周期清单(kg/t)

Table 3-12 The inventory of poly propylene carbonate

		原油 开采	丙烯 生产	环氧丙 烷生产	聚合物 生产	使用	废弃
资源 能 源 输 入	原煤	1.19E+00	1.94E+02	7.81E+02	7.12E+02	1.12E-01	4.84E-02
	原油	2.81E+02	9.20E+02	1.06E+01	1.09E+00	3.11E+00	1.34E+00
	天然气*	1.97E-03	8.44E+00	7.94E+00	8.14E-01	1.87E-04	8.05E-05
	原盐	—	—	6.97E+02	—	—	—
	水	—	3.16E+03	1.51E+05	1.00E+04	—	—
	石灰石	—	—	1.37E+02	—	—	—
	CO ₂	—	—	—	-(4.80E+02)	—	—
废 气 排 放	CO ₂	7.52E+01	9.50E+02	2.14E+03	1.27E+03	7.86E+00	3.39E+00
	SO ₂	1.93E-01	4.61E+00	1.18E+01	1.30E+01	8.45E-03	3.64E-03
	NO _x	1.87E-01	2.75E+00	8.20E+00	7.15E+00	1.32E-01	5.70E-02
	CO	7.27E-03	2.13E+00	1.99E+00	1.61E+00	6.53E-02	2.81E-02
	CH ₄	7.35E-03	1.19E-01	2.65E+00	2.83E-01	1.30E-03	5.60E-04
	NM _{VOC}	—	8.94E-03	3.35E-01	3.43E-02	3.82E-02	1.65E-02
	粉尘	9.22E-02	6.20E+00	1.29E+01	2.42E+01	1.71E+01	7.36E+00
废水	总计	5.72E+02	5.78E+02	2.85E+04	1.35E+02	1.81E+00	7.81E-01
废渣	总计	5.76E+00	4.00E+00	1.43E+03	1.05E+01	1.83E-02	7.87E-03
能耗	总计(MJ)	1.35E+03	1.10E+04	2.03E+04	1.90E+04	1.33E+02	5.71E+01
	比例(%)	2.60	21.12	39.17	36.74	0.26	0.11

天然气*: 单位m³/t

由表 3-12 可知 PPC 的整个生命周期过程中环氧丙烷生产的能耗最大, 占 PPC 生命周期总能耗的 39.17%, 其次是聚合物生产和丙烯生产, 分别占 PPC 生命周期总能耗的 36.74%和 21.12%。从各个工序的生产清单可以看出三种产

品能耗高的原因,环氧丙烷生产主要是氯气生产所消耗的大量电力和生产环氧丙烷消耗的大量蒸汽造成的;丙烯生产阶段主要是燃料油和蒸汽的使用引起的,尤其是燃料油的使用,其单位热值是蒸汽热值的10倍;聚合物生产阶段则主要是因为蒸汽的大量使用。

由于生产过程中的废气主要来自能源燃烧所排放的废气,因此能耗大的环氧丙烷生产、聚合物生产和丙烯生产三个阶段的废气排放量也大,分别占总排放量的47.62%、28.83%和21.10%。

废水和废渣的排放主要是环氧丙烷的生产阶段,分别占整个生命周期过程相应排放的95.67%和98.6%,这主要是氯醇法生产环氧丙烷的过程中产生了大量的皂化废水和皂化废渣(CaCl_2)。

3.2.2 分类

分类是将产品生命周期全过程中资源能源和污染物排放的清单数据归入到不同的环境影响类型当中。其首要工作在于确定生命周期研究中所要关心的环境影响类型,而后将清单数据归入到对应的环境影响类型当中。将PPC清单中所涉及到的污染物划归到第2章2.2.1确定的五种环境影响类型当中,如表3-13所示。

表 3-13 相关环境影响类型及类型参数

Table 3-13 Involved environment impact categories and parameters

环境影响类型	类型参数	环境负荷项目
人体健康损害(HT)	kg(1, 4-二氯苯当量)	粉尘, SO_2 , NO_x
光化学效应(POCP)	kg(乙烯当量)	乙烯, NO_x , CO, NMVOC
酸化效应(AP)	kg(SO_2 当量)	SO_2 , NO_x
温室效应(GWP)	kg(CO_2 当量)	CO_2 , CH_4
不可再生资源消耗(ADP)	kg(锑当量)	煤, 石油, 天然气, 石灰石

由于 SO_2 和 NO_x 涉及到多个影响类型,因此在计算过程中要对其进行分配。 SO_2 在酸化效应和人体健康损害之间为并联机制,故 SO_2 在两种影响类型之间的分配系数均取0.5。 NO_x 在光化学效应与酸化效应之间是串联机制,因此两者之间分配系数为1; NO_x 在酸化和人体健康损害效应之间为并联机制,两种影响类型分配系数均为0.5,因此 NO_x 在POPC、AP和HT之间的分配系数为1:0.5:0.5。

3.2.3 特征化

特征化是根据环境影响分类以及选用的计算模型，将得到的生命周期清单的数据转化为相应的环境影响指标。本研究所涉及到的相关环境排放的环境影响特征化因子^[31]见表 3-14。其中，矿产资源消耗特征化因子采用高峰博士^[49]计算出来的资源耗竭性特征化因子，结合各种污染物在不同环境影响类型之间的分配因子计算得到聚碳酸亚丙脂的特征化结果见表 3-15。

表 3-14 环境影响特征化因子

Table 3-14 The characteristic coefficient of environment impact

环境影响类型 特征化基准	HT Kg-(1,4)-二氯苯	ADP kg-Sb	GWP kg-CO ₂	AP kg-SO ₂	POCP kg-C ₂ H ₄
CO ₂	—	—	1.00E+00	—	—
SO ₂	9.60E-02	—	—	1.00E+00	—
C ₂ H ₄	—	—	—	—	1.00E+00
CO	—	—	—	—	2.70E-02
粉尘	8.20E-01	—	—	—	—
NO _x	1.20E+00	—	—	7.00E-01	2.80E-02
NMVOC	—	—	—	—	4.16E-01
原煤	—	5.69E-08	—	—	—
原油	—	1.42E-04	—	—	—
天然气	—	1.18E-07	—	—	—
石灰石	—	3.16E-06	—	—	—

表 3-15 聚碳酸亚丙脂生命周期各阶段的特征化结果

Table 3-15 The characterization results of each stage of poly propylene carbonate

影响类型	原油 开采	丙烯 生产	环氧丙 烷生产	聚合物 生产	使用	废弃	合计
HT	2.04E-01	7.05E+00	1.63E+01	2.50E+01	1.41E+01	6.07E+00	6.87E+01
POCP	5.44E-03	1.38E-01	4.23E-01	2.58E-01	2.14E-02	9.21E-03	8.55E-01
AP	1.62E-01	3.27E+00	8.75E+00	8.98E+00	5.06E-02	2.18E-02	2.12E+01
GWP	7.55E+01	9.52E+02	2.20E+03	7.99E+02	7.89E+00	3.40E+00	4.03E+03
ADP	3.98E-02	1.30E-01	1.55E-03	1.95E-04	4.40E-04	1.90E-04	1.72E-01

3.2.4 归一化

为了进一步辨别不同环境影响类型的相对大小，对得到的特征化结果进行归一化处理，即将每个环境影响类型的环境负荷总量作为基准值，用相应的环境负荷当量除以相对应的排放总量，以得到统一单位的数值。本研究采用 1995 年全球范围内人体健康损害效应、光化学效应、酸化效应、温室效应以及基于我国本土的矿产资源归一化基准^[31, 49]，如表 3-16 所示。

对聚碳酸亚丙酯进行归一化和等权重加权计算,得到了其生命周期各阶段以及整个生命周期过程的归一化结果,如表 3-17 所示。

表 3-16 环境排放归一化基准值

Table 3-16 Yields and ordering in the world of the main materials

环境影响类型	单位	世界当量总数
人体毒害效应(HT)	kg-1, 4-二氯苯 · a ⁻¹	4.98E+13
光化学效应(POCP)	kg-乙烯 · a ⁻¹	4.55E+10
酸化效应(AP)	kg-SO ₂ · a ⁻¹	2.99E+11
温室效应(GWP)	kg-CO ₂ · a ⁻¹	3.86E+13
不可再生资源消耗(ADP)	kg-Sb · a ⁻¹	2.14E+10

表 3-17 聚碳酸亚丙酯生命周期各阶段的归一化结果

Table 3-17 The normalization results of each stage of poly propylene carbonate

影响类型	原油 开采	丙烯 生产	环氧丙 烷生产	聚合物 生产	使用	废弃	合计
HT	4.09E-15	1.42E-13	3.28E-13	5.02E-13	2.83E-13	1.22E-13	1.38E-12
POCP	1.20E-13	3.04E-12	9.29E-12	5.67E-12	4.70E-13	2.02E-13	1.88E-11
AP	5.42E-13	1.09E-11	2.93E-11	3.00E-11	1.69E-13	7.29E-14	7.10E-11
GWP	1.95E-12	2.47E-11	5.69E-11	2.07E-11	2.04E-13	8.80E-14	1.05E-10
ADP	1.86E-12	6.09E-12	7.25E-14	9.11E-15	2.06E-14	8.86E-15	8.06E-12
合计	4.48E-12	4.49E-11	9.59E-11	5.69E-11	1.15E-12	4.94E-13	2.04E-10

3.3 结果解释

特征化过程得到了每种环境影响类型的环境负荷值,但它们表示的仅是绝对总量,而归一化过程是计算环境负荷相对大小,归一化使不同的环境影响类型间的单位壁垒得以打破,使得不同工序的环境影响及不同的环境影响类型之间可以进行比较。

从图 3-2 可以看出,在聚碳酸亚丙酯的生命周期过程中其环境负荷主要来自生产阶段,即丙烯、环氧丙烷和聚合物生产;PPC 的主要环境负荷工序是环氧丙烷生产,其次是聚合物生产,两工序的环境负荷分别占 PPC 整个生命周期环境负荷的 47.05%和 27.93%;环氧丙烷和丙烯生产的主要环境负荷类型均为温室效应,聚合物生产则以酸化效应为主。结合清单分析知这三个工序的能耗大小与其环境负荷大小相对应,能源消耗大则化石燃料燃烧量大,产生的废气排放也大,环境负荷大。三者的资源与能源结构的不同,又使其各自的污染物排放结构不同,最终导致各工序的环境影响类型分布不同。化石能源的燃烧以碳的排放量最大,环氧丙烷生产过程中石灰石的煅烧也会排放大量二氧化碳,这就使环氧丙烷生产的温室效应会特别突出;聚合物生产过程中要消耗一定量

的二氧化碳，致使此工序的温室效应低于酸化效应。

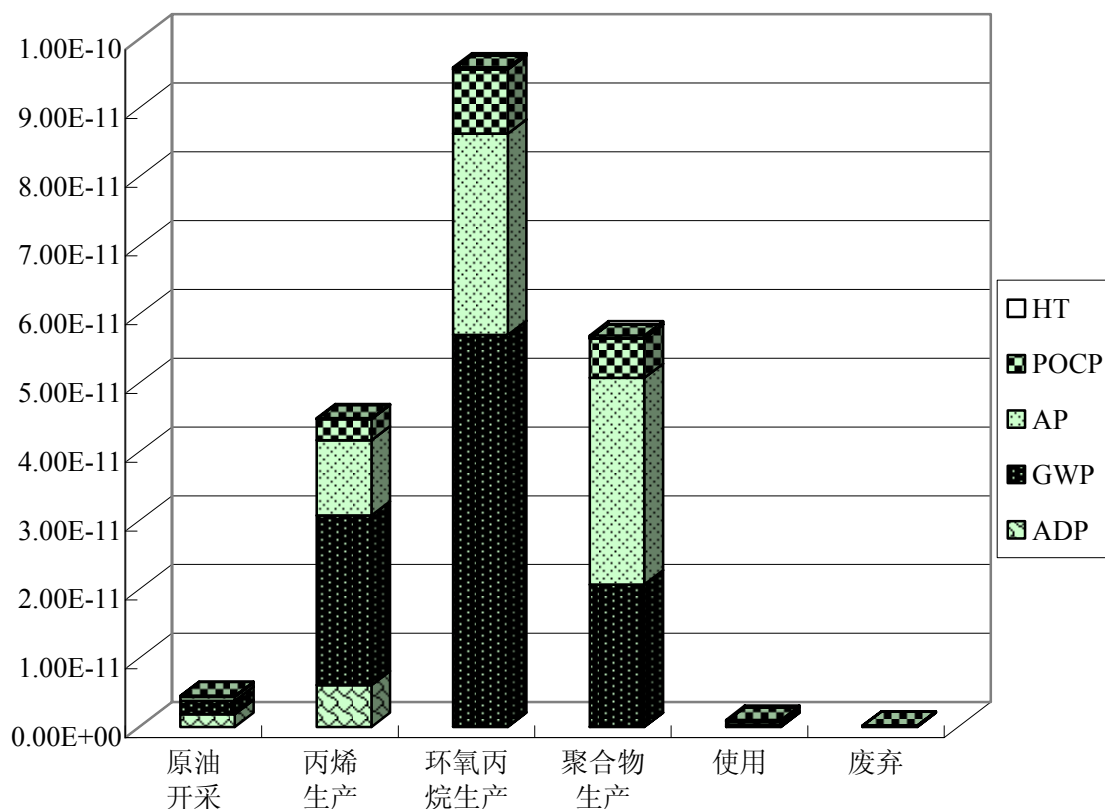


图 3-2 各生产阶段的归一化结果

Fig.3-2 The normalization results of categories during different phases

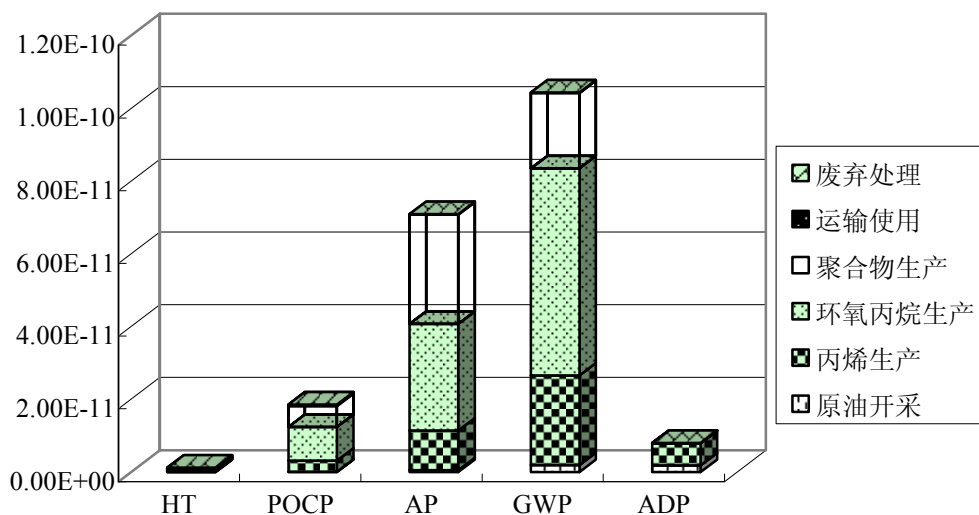


图 3-3 不同环境影响类型的归一化结果

Fig.3-3 The normalization results of impact categories

从图 3-3 可以看到，聚碳酸亚丙酯生命周期过程中的主要环境负荷类型为温室效应、酸化效应，这两种影响类型分别占 PPC 生命周期过程总环境负荷的 51.29%和 34.85%。对温室效应贡献最大的是环氧丙烷的生产，此工序的温室气体排放占 PPC 总温室效应的 54.45%；酸化效应主要来自聚合物生产和环氧丙烷生产，分别占 PPC 总酸化效应的 42.28%和 41.23%；光化学效应主要在环氧丙烷生产工序；不可再生资源消耗主要来自丙烯生产，丙烯生产消耗了大量的原油是该工序不可再生资源大的主要原因。聚碳酸亚丙酯整个生命周期过程中，各种环境影响类型的相对大小为：GWP>AP>POPC>ADP>HT。

3.4 本章小结

本章采用生命周期评价方法对依赖于石油资源的聚碳酸亚丙酯进行了全生命周期分析，得到了聚碳酸亚丙酯的全生命周期清单，并量化了材料整个生命周期过程对环境产生的负荷。结果表明：聚碳酸亚丙酯的主要环境负荷阶段是其生产阶段；主要环境负荷工序是生产阶段的环氧丙烷生产，该工序的主要环境负荷类型是温室效应；材料生命周期过程中的主要环境负荷类型是温室效应。

第4章 非石油基树脂的生命周期分析

4.1 研究范围的确定与数据来源

4.1.1 研究目的

本部分的研究对象为以可再生的生物资源为原料的聚乳酸(Polylactic acid, PLA)和非石油基聚碳酸酯(Non-petroleum Polycarbonate, NPC)的环境负荷情况,通过对两种生物基可降解树脂的生命周期研究,分析讨论两种非石油基降解树脂整个生命周期过程的环境负荷情况,计算出两种树脂生命周期各个阶段的环境负荷值;找出材料的主要环境负荷阶段,主要环境负荷工序以及主要环境负荷类型,为两种树脂的生产决策、工艺改进和材料选取提供参考依据和建议。

4.1.2 研究范围

根据研究目标,本文的研究范围如下:

(1) 聚乳酸,对聚乳酸的整个生命周期过程进行环境负荷分析,其研究范围包括:玉米生产、淀粉生产、葡萄糖生产、乳酸生产、聚乳酸生产、使用以及最终的废弃处理。

(2) 非石油基聚碳酸酯,对非石油基聚碳酸酯进行全生命周期分析,研究范围包括:玉米芯生产、糠醛生产、糠醇生产、呋喃甲基缩水甘油醚生产、聚合物生产、使用以及最终的废弃处理。

两种材料所涉及到的环境影响类型包括人体健康损害、光化学效应、酸化效应、温室效应和不可再生资源消耗五种,功能单位均选为生产 1000kg 树脂所产生的环境负荷。

4.1.3 数据的收集与整理

聚乳酸和非石油基聚碳酸酯的起始原料都来自生物资源玉米。我国是农业大国,玉米种植面积仅次于稻、麦;玉米产量占世界玉米总产量的 20.89%,仅次于美国,居世界第二位。但玉米的种植分布并不均衡,玉米主产区在东北、华北、山东、宁夏等地,尤以东北地区突出^[52]。东北地区是我国的粮库,同时也是我国商品粮输出最大的地区,因此研究中所用的玉米数据,采用东北地区玉米种植的数据。根据《中国农业年鉴 2006》所提供的东北地区玉米的产量、耕地面积,计算单位面积产量;柴油消耗,我国 2005 年北方农田机械动力占农机总动力的 60%^[50],结合 2005 年东北地区的农用柴油消耗和耕地面积计算得

到玉米种植的柴油消耗^[51]；化肥投入根据我国粮食作物与经济作物化肥投入比为 1:1.75，计算农作物的化肥投入，并将生产投入的复合肥以我国 N:P₂O₅:K₂O 消费比例 1:0.43:0.32 核算到氮肥、磷肥和钾肥三种单一肥料中^[52]；水和农药的投入，因无法得到准确的数据，所以不在研究范围之内，最终计算结果如表 4-1 所示。

表 4-1 玉米生产阶段的物质与能源消耗

Table 4-1 The material and energy consuming of corn

类别	单位	数值
玉米产量	t/ha	5.84E+00
氮肥	kg/ha	1.25E+02
磷肥	P ₂ O ₅ kg/ha	4.06E+01
钾肥	K ₂ O kg/ha	2.98E+01
柴油	kg/ha	5.46E+01

玉米种植消耗主要是化肥和柴油的消耗，柴油的清单根据表 3-1 查得；化肥输入，目前我国化肥工业仅氮肥能够自给，磷肥有一定的缺口，而钾肥由于我国资源的限制基本依赖进口，并且我国农业生产中的化肥投入主要以氮肥为主，因此玉米种植清单主要考虑氮肥和柴油的输入。

我国氮肥原料主要以煤为主，2005 年我国约 70%的合成氨以煤为原料。表 4-2 给出了我国 2004 年的氮肥产量情况，由表可知氮肥的品种中以尿素的产量(折 N 量)最大，约占氮肥总产量的 60%，生产原料主要有煤、重油、天然气三种；碳酸氢铵的产量其次，约占氮肥总产量的 25%，原料以煤为主^[52]。

表 4-2 2004 年中国主要氮肥产量情况(万 t)

Table 4-2 The main nitrogen fertilizer production in China in 2004 the situation

品种(所占比例)	折纯量(N)	折纯系数	实物量	(尿素)原料
尿素(60%)	2011.78	0.46	4373.43	62%来自煤
碳酸氢铵(25%)	838.24	0.17	4930.82	26%来自天然气 12%为重油或石脑油

尿素(煤基，气基)生产企业中 60%为大氮肥企业，这些企业生产规模大、管理规范、技术先进，生产 1t 尿素耗电 60kWh；剩余 40%的中小尿素企业，由于规模小、技术相对落后生产能耗很高，煤基尿素(实物量)耗电 1000kWh/t，气基尿素(实物量)耗电 800~1000kWh/t。油基尿素(实物量)所占比例不大，耗电均为 600kWh/t。对文献[52]提供的原料与能源消耗数据进行加权整理得到氮肥的输入输出如表 4-3 所示。

表 4-3 氮肥生产的物质与能源消耗

Table 4-3 Nitrogen fertilizer production and energy consumption of the material

	单位	煤基尿素	油基尿素	气基尿素	碳铵
原煤	kg/t	1555.49	—	—	500
重油	kg/t	—	800	—	—
天然气	m ³ /t	—	—	1000	—
电	kWh/t	449.02	600	396	400

根据不同原料氮肥的生产数据以及其所占的比例进行加权计算(将电和重油的清单带入), 最后将所得结果除以尿素和碳铵所占氮肥产量的比例(85%), 得到我国氮肥(以 N 计)的生产清单, 如表 4-4 所示。

表 4-4 氮肥生产的环境负荷清单

Table 4-4 Environmental burden inventory of nitrogen fertilizer production

	名称	单位	数值
资源 能源 消耗	原煤	kg/t	2.90E+03
	原油	kg/t	2.01E+02
	天然气	m ³ /t	4.09E+02
污 染 物 排 放	CO ₂	kg/t	1.09E+03
	SO ₂	kg/t	6.19E+00
	NO _x	kg/t	6.42E+00
	CO	kg/t	1.62E+00
	CH ₄	kg/t	3.22E+00
	NM VOC	kg/t	4.04E-01
	烟尘	kg/t	2.89E+00
	液态排放	kg/t	1.69E+03
	固体废物	kg/t	1.24E+02

玉米包括玉米粒、玉米芯和玉米秸秆三种产品, 已知它们的质量比例为 1:0.18:1.2, 三种产品的能值分别为 18740kJ/kg、16735kJ/kg 和 16536kJ/kg^[53,54], 则三种产品的生物质能比为 1:0.16:1.06。以生物质能比为分配系数, 计算得到本研究中所涉及到的玉米粒与玉米芯的生产清单, 如表 4-5 所示。

表 4-5 玉米粒与玉米芯的生产清单

Table 4-5 Inventory of corn and corn cob production

	名称	单位	玉米粒	玉米芯
资源 能源 输入	CO ₂ *	kg/t	-(1.43E+03)	-(1.91E+03)
	原煤	kg/t	2.82E+01	2.51E+01
	原油	kg/t	7.46E+00	6.66E+00
	天然气	m ³ /t	3.93E+00	3.51E+00

续表 4-5

	名称	单位	玉米粒	玉米芯
污染物 排放	CO ₂	kg/t	1.14E+01	1.02E+01
	SO ₂	kg/t	6.44E-02	5.75E-02
	NO _x	kg/t	6.53E-02	5.83E-02
	CO	kg/t	1.61E-02	1.44E-02
	CH ₄	kg/t	3.19E-02	2.85E-02
	NM VOC	kg/t	3.89E-03	3.47E-03
	烟尘	kg/t	3.51E-02	3.13E-02
	液态排放	kg/t	1.95E+01	1.74E+01
	固体废物	kg/t	1.23E+00	1.09E+00

CO₂*: 植物吸收量, 计算方法分别在 4.2.1 和 4.3.1 中阐述

两种非石油基降解树脂生产过程中所需要的其它数据数主要来自于各种公开发表的文献, 如期刊、论文、年鉴等。

4.2 聚乳酸的生命周期分析

在生物降解材料中, 聚乳酸是一种重要的可降解材料, 具有优良的可生物降解性和生物相容性。聚乳酸的原料乳酸可以通过发酵玉米等粮食作物大规模获得, 可以在一定程度上减轻石油资源日渐枯竭的问题; 在自然环境中, 聚乳酸材料能在微生物、水等的作用下, 降解成二氧化碳和水, 对环境无害, 不会造成白色污染。

目前世界上最大的聚乳酸生产企业是美国的 Natureworks 公司, 该公司一直致力于聚乳酸的生产研究工作, 并以降低能耗、排放及生产成本为目标, 经过多年努力其产品价格已接近传统塑料。在我国, 有关聚乳酸的研究一直没有间断, 中科院长春应化所和浙江海正集团经过 7 年的攻关, 建成了国内规模最大可年产 5000 吨的绿色可降解环保型聚乳酸树脂工业示范生产线, 并实现了批量生产, 使我国成为继美国后第二个拥有 5000 吨规模聚乳酸生产线的国家。

4.2.1 系统边界的确定

根据 4.1.2 所述的研究内容与范围, 确定了聚乳酸生命周期过程的系统边界如图 4-1 所示。

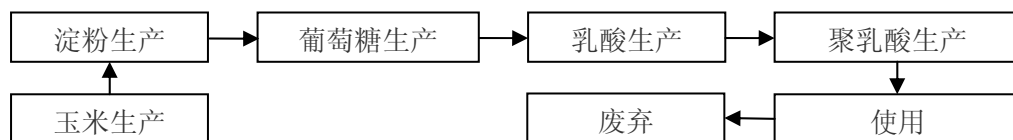


图 4-1 聚乳酸的系统边界

Fig 4-1 The system boundary of PLA

4.2.2 清单分析

根据图 4-1 所示的聚乳酸系统边界，对 PLA 的整个生命周期过程进行阐述：

(1) 玉米生产 玉米生产的数据如表 4-1 所示，由于研究中不考虑生态毒性，因此化肥对土壤的影响不在研究范围之列；玉米粒生产过程中 CO_2 吸收量：根据表 4-6 所列玉米各部分的含量及含碳量^[54, 55]进行加权计算得到玉米的含碳量为 45.26%，再结合玉米的消耗量计算玉米粒的含碳总量，玉米中的碳来源于空气中的 CO_2 ，最后根据玉米的含碳总量和 CO_2 与 C 的质量比计算 CO_2 吸收量。

表 4-6 我国东北地区玉米的化学成分

Table 4-6 The chemical composition of corn in northeast of China

	淀粉	蛋白质	脂肪*	灰分	纤维素和糖类 [#]
含量	69.90%	9.08%	5.14%	1.64%	14.24%
碳含量	44.44%	50.00%	76.92%	-	40.00%

脂肪*：以油酸(60%)和亚油酸(40%)计算碳含量

纤维素和糖类[#]：按还原性糖(葡萄糖)计算碳含量

(2) 淀粉生产 淀粉生产数据^[56]如表 4-7 所示，该工艺采用以玉米为原料的湿法生产工艺，生产过程中涉及到的多种产品的物质与能源的消耗按照其干基质量分数分配，硫磺和水的消耗取平均值进行计算。

表 4-7 淀粉生产数据

Table 4-7 Starch production data

	项目	单位	数值
资源能源输入	商品玉米(含水 14%)	kg/t	1560.00
	硫磺	kg/t	3~4
	水	kg/t	2000~3000
	电	kWh/t	210.00
产品输出	淀粉(含水 14%)	kg/t	1000.00
	蛋白粉(含蛋白质 60%，含水 10%)	kg/t	95.30
	粗玉米油	kg/t	41.60
	纤维饲料(含蛋白质 21%，含水 12%)	kg/t	358.00

(3) 葡萄糖生产 葡萄糖生产的数据^[55]如表 4-8 所示, 生产过程中消耗的 NaOH、HCl 分别占糖产量的 0.9%和 0.78%, 均不到 1%, 并且酶、活性炭、助滤剂等物质用量都很小不会对系统产生大的影响, 所以研究中不予考虑, 计算中只考虑淀粉、水和能源的消耗。

表 4-8 葡萄糖的生产数据

Table 4-8 The data of glucose production

	项目	单位	消耗
原料输入	淀粉	kg/t	1.00E+03
	液化酶	kg/t	2.50E-01
	糖化酶	kg/t	8.00E-01
	31%的盐酸	kg/t	2.50E+01
	45%的氢氧化钠	kg/t	2.00E+01
	活性炭	kg/t	1.20E+01
	助滤剂	kg/t	1.50E+01
	氢氧化钙	kg/t	2.00E+00
能源输入	燃料油	kg/t	1.85E+02
	电	kWh/t	2.50E+02
	水	m ³ /t	1.00E+01

(4) 乳酸生产 乳酸是微生物发酵玉米等含淀粉的粮食作物获得的一种有机酸^[57], 本文采用分批厌氧发酵法和电渗析提取工艺生产乳酸的数据, 发酵过程的物质与能源的直接消耗如表 4-9 所示。

表 4-9 乳酸生产的物质与能源消耗

Table 4-9 Material and energy consumption of lactic acid production

发酵原料	单位	数值	能源	单位	数值
60%葡萄糖溶液	kg/kg	1.70E+00	生产电消耗	kWh/kg	3.00E-01
玉米浆	kg/kg	5.51E-01	冷却用电	kWh/kg	8.80E-01
30%NaOH 溶液	kg/kg	1.48E+00	压缩空气用电	kWh/kg	6.00E-02
			蒸汽消耗	kg/kg	3.26E+00

乳酸发酵过程中所使用的酵母粉、MgSO₄ 等微量物质不在研究范围之内, 玉米浆的生产清单根据淀粉生产的数据和玉米深加工过程中玉米浆与淀粉的干基质量比进行计算, NaOH 的生产清单根据氯气生产清单(第 3 章表 3-6)及氯气与 NaOH 的生成质量比例 1: 1.1 计算得到, 见表 4-10。

表 4-10 生产 1tNaOH 的环境负荷清单

Table 4-10 Environment burden inventory of per 1t NaOH

	名称	单位	数值
原料	原盐	kg	7.53E+02
	水	kg	2.32E+02
能源	原煤	kg	5.27E+02
	原油	kg	1.08E+01
	天然气	kg	8.05E+00
废气	CO ₂	kg	1.00E+03
	SO ₂	kg	6.26E+00
	NO _x	kg	5.93E+00
	CO	kg	1.48E+00
	CH ₄	kg	2.68E+00
	NM VOC	kg	3.39E-01
	烟尘	kg	4.50E+00
废水	工业废水	kg	1.33E+03
废渣	固体废弃物	kg	1.23E+02

(5) 聚乳酸生产 聚乳酸的合成有两种路线,一种是乳酸直接缩聚生成聚乳酸;另一种是乳酸经过中间体丙交酯间接缩聚生成聚乳酸。间接缩聚法具有不需要引入特殊助剂,产物分子量高等直接缩聚无法比拟的优势,因此目前聚乳酸生产企业使用最多的是间接缩聚工艺。本研究中聚乳酸的生产也以间接缩聚为研究对象,但由于缺乏聚乳酸工业化生产的数据,所以研究采用实验室制备聚乳酸的放大模型进行估算^[58],聚乳酸生产的清单如表 4-11 所示。

表 4-11 聚乳酸生产的物质与能源消耗

Table 4-11 Material and energy consumption of PLA production

项目名称	单位	消耗
原材料 乳酸(85%)	t/t	1.7
辅助原料	催化剂-A	kg/t
	催化剂-B	kg/t
能耗	水	t/t
	电	kWh/t

(6) 使用与废弃 这两个阶段的处理方法与聚碳酸亚丙酯的处理方法相同。

将聚乳酸生命周期过程各个阶段的数据进行汇总,得到聚乳酸的生命周期清单,如表 4-12 所示。

表 4-12 聚乳酸的生命周期清单(kg/t)

Table 4-12 The life cycle inventory of PLA

		玉米生产	淀粉生产	葡萄糖生产	乳酸生产	聚乳酸生产	使用	废弃
资源输入	原煤	7.90E+01	1.18E+02	2.02E+02	2.16E+03	3.97E+02	1.12E-01	4.84E-02
	原油	2.09E+01	2.75E+00	4.41E+02	3.09E+01	9.24E+00	3.11E+00	1.34E+00
	天然气*	1.10E+01	2.05E+00	3.20E+00	2.31E+01	6.90E+00	1.87E-04	8.05E-05
	原盐	—	—	—	6.64E-01	—	—	—
	水	—	3.54E+03	1.84E+04	9.57E+02	—	—	—
	CO ₂ [#]	-(4.00E+03)	—	—	—	—	—	—
废气排放	CO ₂	3.19E+01	2.27E+02	1.45E+03	4.04E+03	7.62E+02	7.86E+00	3.39E+00
	SO ₂	1.81E-01	1.29E+00	5.91E+00	3.01E+01	4.34E+00	8.45E-03	3.64E-03
	NO _x	1.83E-01	1.35E+00	4.84E+00	2.35E+01	4.54E+00	1.32E-01	5.70E-02
	CO	4.51E-02	3.42E-01	5.57E+00	5.70E+00	1.15E+00	6.53E-02	2.81E-02
	CH ₄	8.95E-02	6.85E-01	1.19E+00	7.72E+00	2.30E+00	1.30E-03	5.60E-04
	NM VOC	1.09E-02	8.66E-02	1.34E-01	9.75E-01	2.91E-01	3.82E-02	1.65E-02
	粉尘	9.83E-02	5.65E-01	1.46E+00	3.61E+01	1.90E+00	1.71E+01	7.36E+00
废水	总计	5.47E+01	3.39E+02	7.80E+02	3.82E+03	1.14E+03	1.81E+00	7.81E-01
废渣	总计	3.44E+00	1.56E-02	4.34E+01	3.14E+02	8.86E+01	1.83E-02	7.87E-03
能耗	总计(MJ)	9.54E+02	2.66E+03	2.28E+04	4.74E+04	8.94E+03	1.33E+02	5.71E+01
	比例(%)	1.15	3.21	27.48	57.15	10.78	0.16	0.07

天然气*: 单位为 m³/t; CO₂[#]: 植物吸收

从表 4-12 可以看出, 乳酸生产工序是 PLA 整个生命周期过程中能耗最大的工序, 占 PLA 生命周期总能耗的 57.15%, 葡萄糖生产和聚乳酸生产的能耗次之, 分别占 PLA 生命周期总能耗的 27.48%和 10.78%。从各个工序的生产清单可以得知, 乳酸生产的能源主要是电力和蒸汽; 葡萄糖生产的能源是电力和燃料油; 聚乳酸生产的能源主要是电力。

废水和废渣的排放主要在乳酸生产工序, 两种排放分别占相应排放总量的 61.73%和 69.37%, 两种污染物主要来自乳酸生产过程中消耗的电力和原材料生产所产生的间接排放。

4.2.3 特征化与归一化

根据研究范围确定的环境影响类型, 对聚乳酸的生命清单数据进行特征化与归一化处理, 所得结果分别如表 4-13 和表 4-14 所示。

表 4-13 聚乳酸特征化结果

Table 4-13 The characterization results of PLA

影响 类型	玉米 生产	淀粉 生产	葡萄糖 生产	乳酸 生产	聚乳酸 生产	使用	废弃	合计
HT	1.99E-01	1.34E+00	4.38E+00	4.52E+01	4.49E+00	1.41E+01	6.07E+00	7.57E+01
POCP	1.09E-02	8.31E-02	3.42E-01	1.22E+00	2.79E-01	2.14E-02	9.21E-03	1.96E+00
AP	1.54E-01	1.12E+00	4.65E+00	2.33E+01	3.76E+00	5.06E-02	2.18E-02	3.30E+01
GWP	-3.97E+03	2.41E+02	1.48E+03	4.20E+03	8.10E+02	7.89E+00	3.40E+00	2.77E+03
ADP	2.97E-03	3.96E-04	6.24E-02	4.51E-03	1.33E-03	4.40E-04	1.90E-04	7.22E-02

表 4-14 聚乳酸各阶段的归一化结果

Table 4-14 The normalization results of each stage of PLA

影响 类型	玉米 生产	淀粉 生产	葡萄糖 生产	乳酸 生产	聚乳酸 生产	使用	废弃	合计
HT	4.00E-15	2.68E-14	8.80E-14	9.07E-13	9.02E-14	2.83E-13	1.22E-13	1.52E-12
POCP	2.39E-13	1.83E-12	7.51E-12	2.68E-11	6.14E-12	4.70E-13	2.02E-13	4.31E-11
AP	5.16E-13	3.74E-12	1.55E-11	7.79E-11	1.26E-11	1.69E-13	7.29E-14	1.10E-10
GWP	-1.03E-10	6.25E-12	3.82E-11	1.09E-10	2.10E-11	2.04E-13	8.80E-14	7.17E-11
ADP	1.39E-13	1.85E-14	2.91E-12	2.11E-13	6.22E-14	2.06E-14	8.86E-15	3.37E-12
合计	-1.02E-10	1.19E-11	6.43E-11	2.14E-10	3.99E-11	1.15E-12	4.94E-13	2.30E-10

4.2.4 结果解释

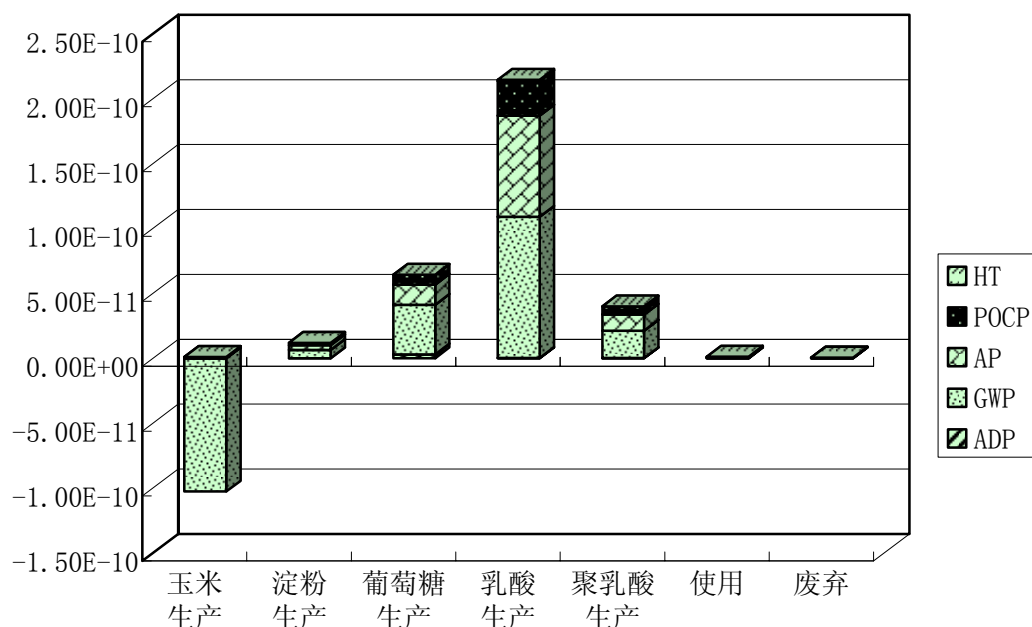


图 4-2 各生产阶段的归一化结果

Fig.4-2 The normalization results of categories during different phases

图 4-2 给出了聚乳酸整个生命周期过程中各个工序的环境负荷，从中可以得知聚乳酸的整个生命周期过程中的环境负荷主要在材料的生产阶段，从淀粉生产到聚乳酸生产整个生产阶段的各个工序中乳酸生产是其环境热点，其它工序的环境负荷大小依次是葡萄糖生产、聚乳酸生产和淀粉生产。温室效应、酸化效应以及光化学效应都在乳酸生产工序最为突出，结合清单分析可知，乳酸生产是聚乳酸整个生命周期过程中能耗最大的工序，高能耗造成了高排放，其它工序的环境负荷大小都与其能耗大小相对应。不可再生资源消耗则主要在葡萄糖生产阶段，从各个工序的生产清单可知：葡萄糖生产的能源消耗以燃料油为主，乳酸能源消耗以煤炭为主，而煤多油少是我国的基本国情，因此在矿产资源消耗方面原油的影响要远大于原煤的影响。

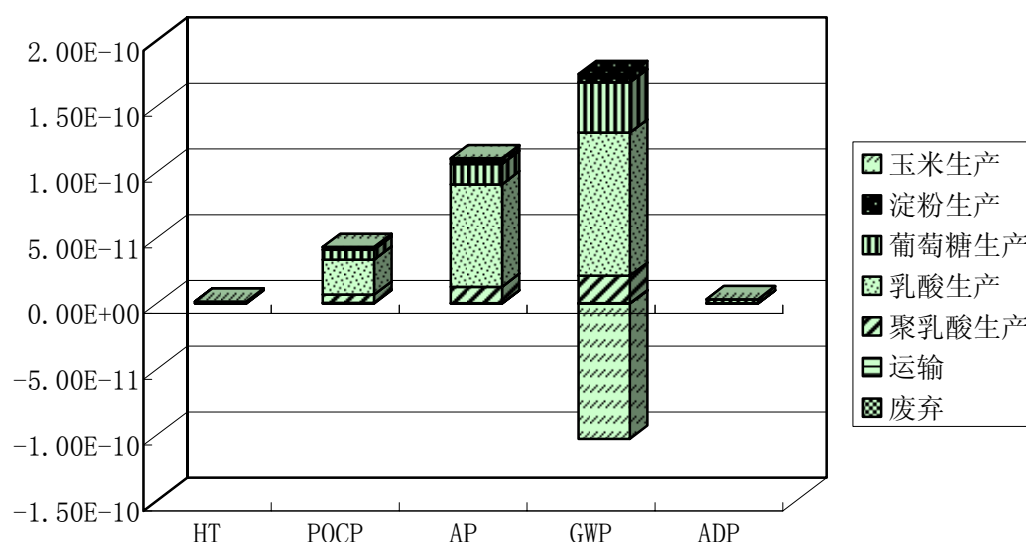


图 4-3 不同环境影响类型的归一化结果

Fig.4-3 The normalization results of impact categories

图 4-3 给出了聚乳酸生命周期过程中各种环境影响类型的归一化结果，从中可知，聚乳酸整个生命周期过程中，酸化效应和温室效应是其环境热点，分别占到相应环境负荷总量的 47.99%和 31.15%。化石能源燃烧产生的气体排放以温室气体 CO_2 为主，但由于玉米生产阶段吸收了大量的二氧化碳，使聚乳酸的温室效应大大降低，从而造成了聚乳酸生命周期过程中酸化效应比温室效应更为突出。聚乳酸以生物质可再生资源为原料，不可再生资源的消耗主要化石能源的消耗。聚乳酸整个生命周期过程中各种环境影响的大小依次为： $\text{AP} > \text{GWP} > \text{POPC} > \text{ADP} > \text{HT}$ 。

4.3 非石油基聚碳酸酯的 LCA 研究

1969 年日本的井上祥平教授实现了二氧化碳和环氧化物的共聚反应，所制备的脂肪族聚碳酸酯不仅具有较好的力学性能，还具有全生物降解性能，因此二氧化碳和环氧化物的共聚反应有望成为二氧化碳固定和高附加值利用的重要途径之一，并对减少塑料引起的“白色污染”起到积极作用。另一方面，随着世界上对石化资源可持续供给的担忧日益加剧，导致原油和煤炭价格飞涨，减少高分子材料对石化资源的依赖已经成为高分子材料研究的一个重要方向。中科院长春应用化学研究所提出以可再生的天然植物为原料制备出糠醛、糠醇等呋喃基化合物，并在此基础上合成有机化合物甚至聚合物材料的相关研究取得了一定的进展。

4.3.1 系统边界的确定

根据 4.1.2 所述的研究内容与范围，确定了非石油基聚碳酸酯的生命周期系统边界如图 4-4 所示，聚合物生产消耗的 CO_2 来源于工业废气，它的收集过程不在研究范围之内，即实际研究范围为虚线框内部分。

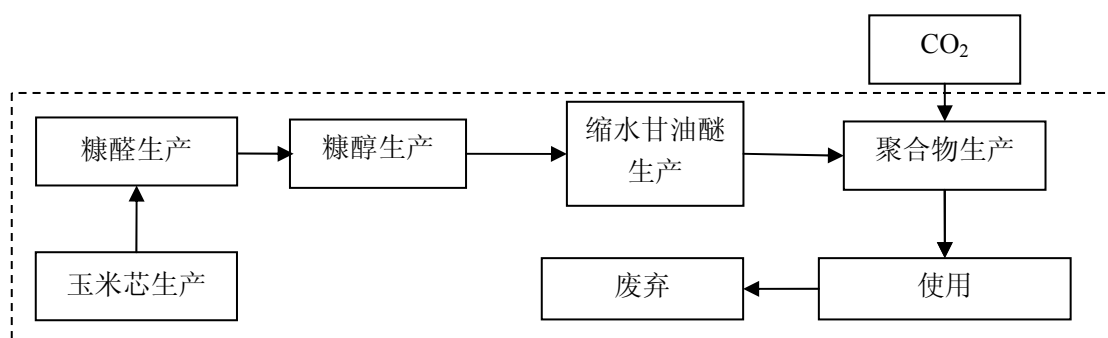


图 4-4 非石油基聚碳酸酯的生命周期系统边界

Fig. 4-4 The system boundary of non-petroleum polycarbonate

4.3.2 清单分析

根据图 4-4 所示的非石油基聚碳酸酯的系统边界，对 NPC 整个生命周期过程进行如下阐述：

(1) 玉米芯生产 玉米芯生产的数据见表 4-5，玉米芯生产过程中 CO_2 的吸收量，根据糠醛废渣、糠醛的产生量及各自的含碳量进行核算。

(2) 糠醛生产 糠醛生产的数据如表 4-15 所示，从表中可知生产过程中醛渣的产量非常庞大，醛渣的主要成分^[59]为：碳含量 49%，水份 22.05%、全水份（外在和内在水份之和）28.57%，灰份 2.97%，蒸发份（水份及可挥发性有机

物)49.53%，含硫 1.08%，氢含量 5.0%，其低位发热值为 13930kJ/kg^[60]，因此如果不能很好的利用废渣，既污染环境又造成能源的浪费。目前醛渣的主要处理方法有^[61]：堆肥处理、治理盐碱地、燃烧制蒸汽、与煤炭混烧发电，本研究中将废渣全部折算成能源供给系统，折算过程中以各个阶段的化石能源的热量进行折算，电力采用我国生产 1kWh 火电消耗 1.29E+04kJ 的热量进行换算^[33]。醛渣燃烧的污染物排放根据其成分进行计算，由于硫的含量主要以硫酸根的形式存在，因此在燃烧过程中没有硫氧化物的排放，NO_x 排放因子根据相关文献^[62]的研究计算确定为 6.69E-4kg/kg。

表 4-15 生产 1t 糠醛的输入输出清单

Table 4-15 Inventory of input and output for furfural

	原料名称	单位	数值
原料输入	玉米芯	kg	1.15E+04
	98%硫酸	kg	1.43E+02
	98%碳酸钠	kg	1.00E+01
能源输入	蒸汽	kg	2.00E+04
	电	kWh	5.50E+02
废物排放	废水	kg	2.00E+04
	湿醛渣	kg	1.10E+04

(3) 糠醇生产 糠醇由糠醛和氢气在催化条件下反应生成，生产 1t 糠醇的物质和能源消耗^[63]如表 4-16 所示，生产中消耗的氢气主要来自氯碱工业的副产品，且用量较少，因此在总清单中不予考虑。

表 4-16 生产 1t 糠醇的物质与能源消耗

Table 4-16 Production material and energy consumption of alcohol

原料名称	单位	数值	能源消耗	单位	数值
糠醛	kg	1.02E+03	蒸汽	kg	2.00E+03
氢气	m ³	2.68E+02	冷却水	kg	2.00E+04
催化剂	kg	4.50E+00	电	kWh	2.00E+01

(4) 缩水甘油醚生产 缩水甘油醚是由环氧氯丙烷和糠醇在碱性条件下反应生成的呋喃甲基缩水甘油醚，生产 1t 产品的物质消耗如表 4-17 所示。根据相关文献研究得知反应温度控制在 25℃ 以下^[64]，因此在计算过程中能源消耗主要来自原材料生产的间接消耗。

表 4-17 呋喃甲基缩水甘油醚的生产清单

Table 4-17 Inventory of furan methyl ether production

原料	单位	数值
环氧氯丙烷	kg/t	8.69E+02
NaOH	kg/t	6.84E+02
糠醇	kg/t	8.37E+02

环氧氯丙烷先由来自生物柴油的副产品甘油与 HCl 气体反应生成二氯丙醇，二氯丙醇再与碱进行环氧化反应制得，生产数据如表 4-18 所示^[65]。

表 4-18 环氧氯丙烷的生产清单

Table 4-18 Inventory of Epichlorohydrin production

	名称	单位	单耗
原料	甘油	kg/t	1.25E+03
	HCl	kg/t	1.50E+03
	NaOH 30%	kg/t	2.40E+02
能源	水	kg/t	5.00E+03
	电	kWh/t	3.80E+02
	蒸汽	kg/t	5.50E+03
污染物排放	废水	kg/t	6.00E+03

每生产 1t 生物柴油会产生 0.15 吨的粗甘油，将生物柴油生产过程中的物质与能源消耗按照两种产品的质量进行分配，得到甘油生产清单^[66]见表 4-19。

表 4-19 甘油生产的物质与能源消耗

Table 4-19 The material and energy consuming of glycerin production

	名称	单位	数量
资源 能源 消耗	植物油	kg/t	9.04E+02
	催化剂(NaOH)	kg/t	2.00E+00
	甲醇	kg/t	8.35E+01
	电力	kWh/t	5.56E+01
	蒸汽	kg/t	8.96E+02
	水	kg/t	3.13E+02
污染物 排放	甲醇钠	kg/t	2.09E+01
	皂脚	kg/t	4.70E-01
	污染水	kg/t	3.30E+02
	固体废弃物	kg/t	1.04E+01

HCl 以氢气和氯气的燃烧方法获得，将燃烧产生的热量进行回收并引入到 NPC 的生产过程中，有关研究表明^[67]，生产 1t 氯化氢气体副产 0.5MPa 蒸汽 750 kg。

(5) 聚合物生产 非石油基聚碳酸酯(NPC)由呋喃甲基缩水甘油醚和二氧化碳在催化剂条件下聚合得到,目前 NPC 只有在实验室中有制备,但根据其生产过程中使用的催化剂,聚合反应的温度,以及反应时间等聚合条件与 PPC 十分的相似^[68],因此 NPC 的能源消耗参考聚碳酸亚丙酯的生产数据。原材料投入数据根据 NPC 的结构式确定, NPC 生产的物质与能源消耗见 4-20。

表 4-20 生产 1t 聚合物的物质与能量消耗

Table 4-20 The material and energy waste of per 1t NPC			
	名称	单位	数值
原料消耗	呋喃甲基缩水甘油醚	kg	7.78E+02
	CO ₂	kg	2.23E+02
能源消耗	电力	kWh	1.40E+02
	蒸汽	t	6.00E+00

(6) 使用与废弃 这两个阶段的处理方法与聚碳酸亚丙脂的处理方法相同。

将非石油基聚碳酸酯生命周期各个阶段的数据进行汇总,得到非石油基聚碳酸酯的生命周期清单,如表 4-21 所示。

表 4-21 非石油基聚碳酸酯的生命周期清单(kg/t)

Table 4-21 The life cycle inventory of non-petroleum polycarbonate								
	玉米芯 生产	糠醛 生产	糠醇 生产	缩水甘油醚 生产	聚合物 生产	使用	废弃	
资源	原煤	1.92E+02	—	—	3.28E+02	—	1.12E-01	4.84E-02
能源	原油	5.09E+01	—	—	7.64E+00	—	3.11E+00	1.34E+00
输入	天然气*	2.68E+01	—	—	5.71E+00	—	1.87E-04	8.05E-05
	原盐	—	—	—	1.34E+03	—	—	—
	水	—	1.33E+04	—	4.06E+03	—	—	—
	CO ₂	-(1.46E+04)	—	—	—	-(2.23E+02)	—	—
	醛渣	—	3.37E+03	2.70E+02	2.30E+03	1.32E+03	—	—
废气	CO ₂	7.78E+01	6.99E+03	5.60E+02	5.40E+03	2.84E+03	7.86E+00	3.39E+00
	SO ₂	4.39E-01	—	—	3.59E+00	—	8.45E-03	3.64E-03
	NO _x	4.46E-01	2.26E+00	1.81E-01	5.29E+00	8.83E-01	1.32E-01	5.70E-02
	CO	1.10E-01	—	—	9.51E-01	—	6.53E-02	2.81E-02
	CH ₄	2.18E-01	—	—	1.90E+00	—	1.30E-03	5.60E-04
	NM VOC	2.65E-02	—	—	2.41E-01	—	3.82E-02	1.65E-02
	烟尘	2.39E-01	—	—	1.57E+00	—	1.71E+01	7.36E+00
废水	总计	1.33E+02	1.33E+04	1.49E+01	1.22E+03	1.60E+02	1.81E+00	7.81E-01
废渣	总计	8.37E+00	1.00E+02	8.03E+00	7.72E+01	3.92E+01	1.83E-02	7.87E-03
能耗	总计(MJ)	2.32E+03	4.70E+04	3.77E+03	3.95E+04	1.84E+04	1.33E+02	5.71E+01
	比例(%)	2.09	42.30	3.39	35.51	16.54	0.12	0.05

天然气*: 单位为 m³/t

从表 4-20 可以看出 NPC 的主要能源消耗来自糠醛和缩水甘油醚生产, 分别占 NPC 生命周期总能耗的 42.30%和 35.51%, 废气的排放也以这两个工序为主, 分别占 NPC 生命周期废气排放总量的 43.92%和 33.99%。

废水和废渣的排放主要在糠醛生产工序, 糠醛生产过程需要大量的蒸汽来加热水解, 造成其废水排放较大; 废渣主要来自能源物质燃烧后所剩灰分。

4.3.3 特征化与归一化

根据研究范围确定的环境影响类型, 对非石油基聚碳酸酯的生命清单数据进行特征化与归一化处理, 所得结果分别如表 4-22 和表 4-23 所示。

表 4-22 非石油基聚碳酸酯的特征化结果

Table 4-22 The characterization results of NPC

影响类型	玉米芯生产	糠醛生产	糠醇生产	缩水甘油醚生产	聚合物生产	使用	废弃	合计
HT	4.85E-01	1.35E+00	1.09E-01	4.64E+00	5.30E-01	1.41E+01	6.07E+00	2.73E+01
POCP	2.65E-02	6.32E-02	5.07E-03	2.74E-01	2.47E-02	2.14E-02	9.21E-03	4.24E-01
AP	3.76E-01	7.90E-01	6.33E-02	3.65E+00	3.09E-01	5.06E-02	2.18E-02	5.26E+00
GWP	-1.45E+04	6.99E+03	5.60E+02	5.44E+03	2.62E+03	7.89E+00	3.40E+00	1.14E+03
ADP	7.22E-03	0.00E+00	0.00E+00	1.10E-03	0.00E+00	4.40E-04	1.90E-04	8.95E-03

表 4-23 非石油基聚碳酸酯的归一化结果

Table 4-23 The normalization results of NPC

影响类型	玉米芯生产	糠醛生产	糠醇生产	缩水甘油醚生产	聚合物生产	使用	废弃	合计
HT	9.73E-15	2.72E-14	2.18E-15	9.31E-14	1.06E-14	2.83E-13	1.22E-13	5.47E-13
POCP	5.82E-13	1.39E-12	1.11E-13	6.02E-12	5.43E-13	4.70E-13	2.02E-13	9.32E-12
AP	1.26E-12	2.64E-12	2.12E-13	1.22E-11	1.03E-12	1.69E-13	7.29E-14	1.76E-11
GWP	-3.75E-10	1.81E-10	1.45E-11	1.41E-10	6.78E-11	2.04E-13	8.80E-14	2.94E-11
ADP	3.37E-13	0.00E+00	0.00E+00	5.15E-14	0.00E+00	2.06E-14	8.86E-15	4.18E-13
合计	-3.73E-10	1.85E-10	1.48E-11	1.59E-10	6.94E-11	1.15E-12	4.94E-13	5.73E-11

4.3.4 结果解释

图 4-5 为非石油基聚碳酸酯生命周期过程各个阶段的归一化结果, 从中我们可以得知, 非石油基聚碳酸酯的环境负荷主要集中在材料的生产阶段, 产品的主要环境负荷工序是生产阶段的糠醛和缩水甘油醚的生产, 两工序的主要环境负荷类型都为温室效应。结合清单分析, 两工序的总能耗占 NPC 生命周期总能耗的 77.81%, 高能耗带来高排放, 使得两阶段的温室效应较为突出。从 NPC 生命周期过程各工序的生产清单可以看出, 化石能源的消耗主要在缩水甘油醚

的生产工序，这也是该工序的不可再生资源消耗突出的主要原因。

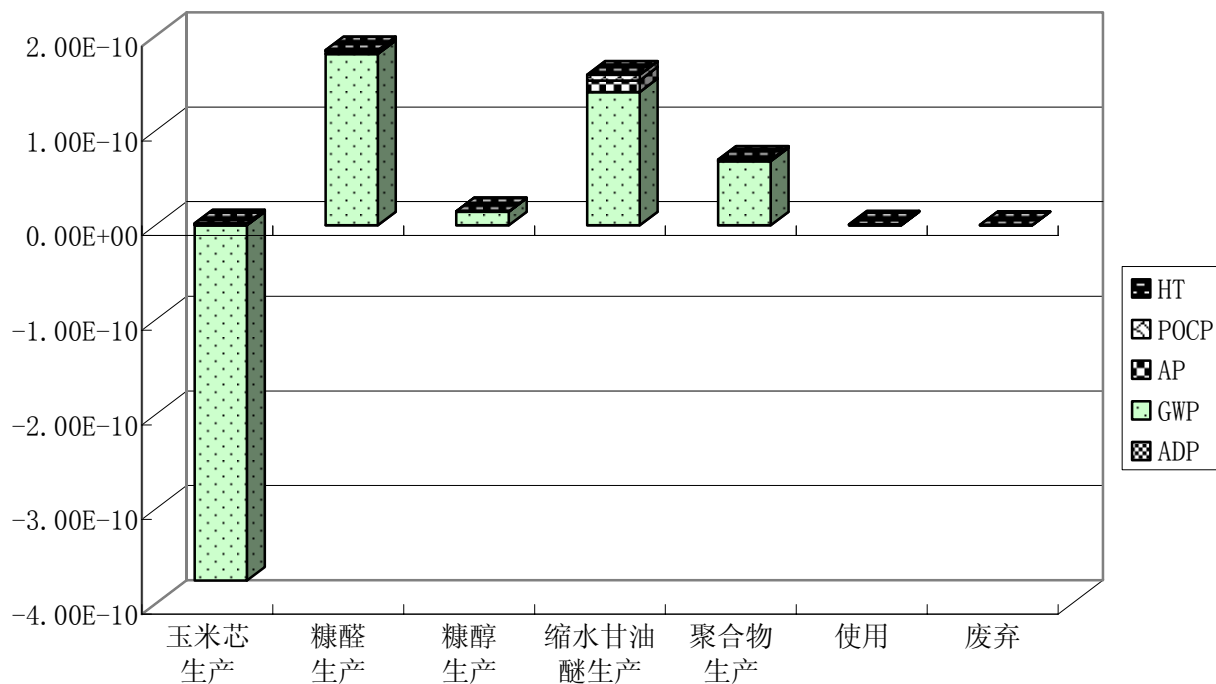


图 4-5 各生产阶段的归一化结果

Fig.4-5 The normalization results of categories during different phases

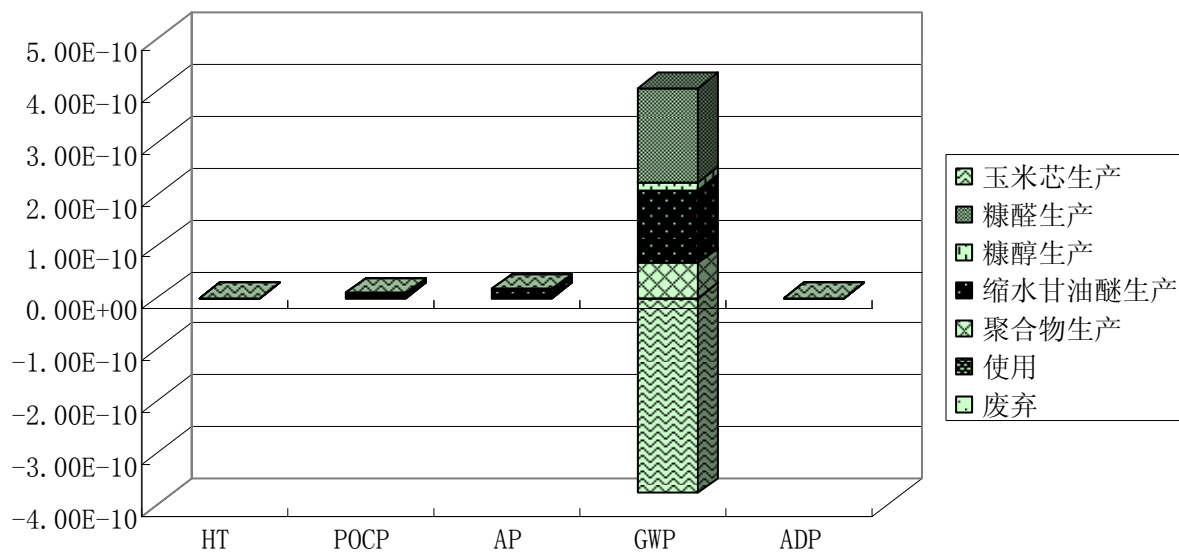


图 4-6 不同环境影响类型的归一化结果

Fig.4-6 The normalization results of impact categories

图 4-6 给出了非石油基聚碳酸酯不同环境影响类型的归一化结果，从中我们可以得知 NPC 的主要环境负荷类型为温室效应和酸化效应，两种环境负荷分别占 NPC 总环境负荷的 51.34% 和 30.70%。这主要是生产过程中燃料燃烧造成的，而酸化效应等其它环境负荷较小主要是生产过程中的能源主要是糠醛渣，醛渣的燃烧只产生少量的 NO_x 气体，不产生硫氧化物。因非石油基聚碳酸酯的原料来自植物资源，而能量大部分来自植物固定的太阳能，因此其整个生命周期各种环境负荷都较小，不同环境影响类型的环境负荷大小依次为：GWP>AP>POPC>ADP>HT。

4.4 本章小结

本章采用生命周期评价方法对原料不依赖于石油资源的聚乳酸和非石油基聚碳酸酯进行了全生命周期分析，得到了两种材料的全生命周期清单，并量化了两种材料整个生命周期过程对环境产生的负荷。结果表明，聚乳酸的主要环境负荷阶段是生产阶段，主要环境负荷工序是生产阶段的乳酸生产，主要环境负荷类型是酸化效应；非石油基聚碳酸酯的主要环境负荷阶段是生产阶段，主要环境负荷工序是生产阶段的呋喃甲基缩水甘油醚生产，主要环境负荷类型是温室效应。两种材料的环境负荷主要是生产过程中化石能源消耗和生物质能源燃烧所产生的污染物排放造成的。

第5章 三种树脂与聚乙烯的环境行为比较

5.1 聚乙烯的生命周期分析

聚乙烯(Polyethylene, PE)是目前产量和消费量最大的一种塑料, 它的用途十分广泛, 主要用来制造薄膜、容器、管道、单丝、电线电缆、日用品等, 并可作为电视、雷达等的高频绝缘材料。随着石油化工的发展, 聚乙烯生产也得到了迅速发展, 其产量约占塑料总产量的 1/4。聚乙烯按密度不同分为高密度聚乙烯、低密度聚乙烯以及中密度聚乙烯。高密度聚乙烯因具有比低、中密度聚乙烯更好的特性而发展相对比较迅速, 所以本文的研究对象确定为高密度聚乙烯。

5.1.1 研究目的与范围

本文运用生命周期评价方法对聚乙烯进行生命周期分析, 得到聚乙烯的环境影响评价结果, 并将其与PPC、PLA、NPC三种生物降解树脂的环境性能进行对比分析, 以期找出各自的环境负荷热点及优势。

聚乙烯的研究范围包括原油开采、原油分馏、石脑油裂解、裂解气分离、聚乙烯生产、使用和废弃的整个生命周期过程, 如图5-1所示。研究过程中所涉及到的环境影响类型包括: 人体健康损害, 光化学效应, 酸化效应, 温室效应和不可再生资源消耗五种。功能单位确定为生产1000kg产品所造成的环境负荷。

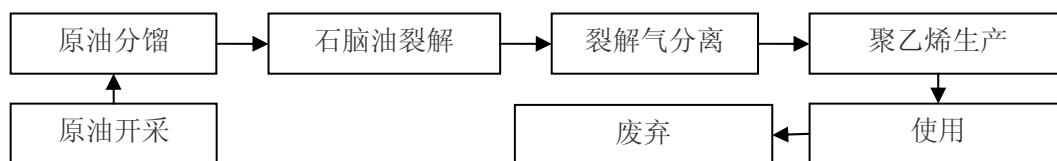


图5-1 聚乙烯的系统边界

Fig 5-1 The system boundary of PE

5.1.2 聚乙烯的生命周期清单

根据图 5-1 所确定的系统边界, 对聚乙烯生命周期进行计算:

- (1) 原油开采 原油开采数据按照表 3-1 所提供的清单数据进行分析计算。
- (2) 原油分馏到裂解气分离 原油分馏、石脑油裂解、裂解气分离三个工序的生产数据参考表 3-5 所提供的石油深加工数据进行计算, 其中所涉及到的二次能源(除电力外)消耗, 均按其热值折算成原煤消耗, 燃料燃烧排放参照表

3-3 的化石燃料燃烧排放因子计算。

(3) 聚乙烯生产 聚乙烯是由原料乙烯经加聚反应制备的，聚乙烯生产过程的输入输出数据^[69]见表 5-1。

表 5-1 聚乙烯生产的输入输出数据

Table 5-1 The material and energy consuming of polyethylene production

	名称	单位	数值
资源能源消耗	乙烯	kg/t	1.07E+03
	己烯	kg/t	1.20E+01
	异丁烷	kg/t	1.00E+01
	蒸汽	kg/t	3.36E+02
	纯水	kg/t	1.60E+02
	氮气	NM ³ /t	2.56E+01
	燃料气	NM ³ /t	5.60E+00
	工业水	kg/t	3.20E+03
	循环水	kg/t	1.59E+05
	电	kWh/t	4.20E+02
污染物排放	CO ₂	kg/t	5.46E+00
	乙烯	kg/t	2.02E+00
	粉尘	kg/t	2.90E-02
	废水	kg/t	1.85E+03
	固废	kg/t	8.20E-02

(4) 使用与废弃 材料在使用过程中不会对环境产生影响，因此使用阶段只考虑运输对环境产生的影响。聚乙烯是一种典型的不可降解树脂(降解时间长，自然降解大约 100~200 年)，因为降解时间太长，所以缺少聚乙烯填埋(填埋后污染物的排放情况)的相关研究数据，因此研究中对聚乙烯的废弃进行简单处理，即填埋后其结构不发生改变、不产生污染物排放。由运输产生的污染物排放参考聚碳酸亚丙脂的研究结果。

结合原油开采的生命周期清单、原油深加工清单以及各基础数据清单，对聚乙烯的全生命周期清单进行计算，所得结果见表 5-2。

表 5-2 聚乙烯的生命周期清单(kg/t)

Table 5-2 The life cycle inventory of polyethylene

		原油 开采	原油 分馏	石脑油 裂解	裂解气 分离	聚乙烯 生产	使用	废弃
资源 能源 输入	原煤	2.47E+00	1.21E+01	1.49E+02	2.48E+02	2.71E+02	1.12E-01	4.84E-02
	原油	5.84E+02	1.52E+03	4.20E+02	8.58E-01	4.07E+00	3.11E+00	1.34E+00
	天然气*	4.11E-03	7.15E-02	2.29E-01	1.75E+01	1.59E+01	1.87E-04	8.05E-05
	水	—	1.96E+02	1.15E+03	5.32E+03	3.36E+03	—	—
废气	CO ₂	1.57E+02	6.85E+01	1.31E+03	6.19E+02	5.97E+02	7.86E+00	3.39E+00
	SO ₂	4.01E-01	2.51E-01	5.12E+00	4.35E+00	3.78E+00	8.45E-03	3.64E-03
	NO _x	3.89E-01	1.68E-01	3.26E+00	2.37E+00	2.95E+00	1.32E-01	5.70E-02
	CO	1.51E-02	1.18E-01	3.85E+00	5.32E-01	7.15E-01	6.57E-02	2.81E-02
	CH ₄	1.53E-02	2.59E-02	1.61E-01	6.41E-02	9.68E-01	1.30E-03	5.60E-04
	烟尘	1.92E-01	2.74E-01	4.69E+00	8.10E+00	3.88E+00	1.71E+01	7.36E+00
	乙烯	—	—	—	—	2.02E+00	—	—
	NM VOC	—	2.97E-03	8.60E-03	7.27E-03	1.22E-01	3.82E-02	1.65E-02
废水	总计	1.19E+03	2.55E+02	9.24E+02	3.86E+01	2.34E+03	1.81E+00	7.81E-01
废渣	总计	1.20E+01	1.02E+00	5.09E+00	2.32E+00	3.73E+01	1.83E-02	7.87E-03
能耗	总计(MJ)	2.24E+03	9.12E+02	1.66E+04	5.59E+03	7.36E+03	1.33E+02	5.71E+01
	比例%	6.82	2.78	50.53	17.04	22.43	0.4	0.17

天然气*: 单位为 m³/t

5.1.3 特征化与归一化

对聚乙烯生命周期清单数据进行特征化和归一化处理, 计算过程中的分类以及各种排放因子均采用与聚碳酸亚丙酯相同的标准, 所得结果分别如表 5-3 和 5-4 所示。

表 5-3 聚乙烯特征化结果

Table 5-3 The characterization results of PE

影响 类型	原油 开采	原油 分馏	石脑油 裂解	裂解气 分离	聚乙烯 生产	运输	废弃	合计
HT	4.10E-01	3.38E-01	6.04E+00	8.28E+00	5.13E+00	1.41E+01	6.07E+00	4.03E+01
POCP	1.13E-02	9.12E-03	1.99E-01	8.38E-02	2.17E+00	2.14E-02	9.21E-03	2.50E+00
AP	3.37E-01	1.84E-01	3.70E+00	3.01E+00	2.92E+00	5.04E-02	2.00E-02	1.02E+01
GWP	1.57E+02	6.90E+01	1.32E+03	6.20E+02	6.17E+02	7.89E+00	3.40E+00	2.79E+03
ADP	8.25E-02	2.15E-01	5.95E-02	1.38E-04	5.93E-04	4.40E-04	1.90E-04	3.58E-01

表 5-4 聚乙烯的归一化结果

Table 5-4 The normalization results of PE

影响类型	原油开采	原油分馏	石脑油裂解	裂解气分离	聚乙烯生产	运输	废弃	合计
HT	8.24E-15	6.79E-15	1.21E-13	1.66E-13	1.03E-13	2.83E-13	1.22E-13	8.10E-13
POCP	2.49E-13	2.00E-13	4.37E-12	1.84E-12	4.77E-11	4.70E-13	2.02E-13	5.50E-11
AP	1.13E-12	6.16E-13	1.24E-11	1.01E-11	9.77E-12	1.69E-13	6.68E-14	3.42E-11
GWP	4.06E-12	1.79E-12	3.41E-11	1.61E-11	1.60E-11	2.04E-13	8.80E-14	7.23E-11
ADP	3.86E-12	1.00E-11	2.78E-12	6.43E-15	2.77E-14	2.06E-14	8.86E-15	1.67E-11
合计	9.31E-12	1.27E-11	5.38E-11	2.81E-11	7.36E-11	1.15E-12	4.88E-13	1.79E-10

5.2 四种树脂的环境排放与能耗

根据四种材料的生命周期清单，计算汇总出材料整个生命周期过程中的污染物直接排放与能量的消耗，生物基降解树脂的废气量为废气排放量减去植物吸收和生产中消耗的废气量的差值，所得结果如表 5-5 所示。

表 5-5 四种树脂的污染物排放与能耗

Table 5-1 Emissions and energy consumption for four kinds of resin

项目	聚乙烯	聚碳酸亚丙酯	非石油基聚碳酸酯	聚乳酸
废气(kg)	2.84E+03	4.10E+03	1.13E+03	2.68E+03
废水(kg)	4.75E+03	2.97E+04	1.48E+04	6.13E+03
废渣(kg)	5.78E+01	1.45E+03	2.33E+02	4.49E+02
能耗(MJ)	3.28E+04	5.18E+04	1.11E+05	8.29E+04

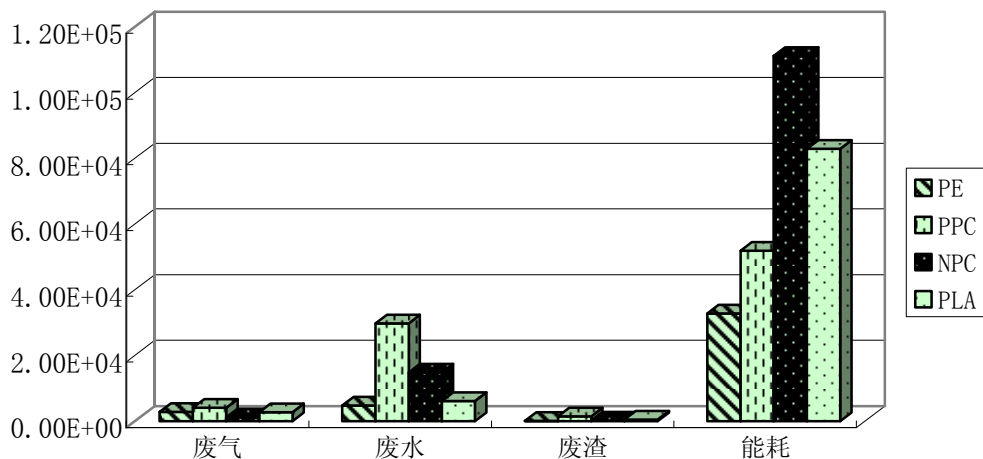


图 5-4 四种树脂的污染物排放与能耗

Figure 5-4 Four kinds of resin and energy consumption pollutant emissions

由图 5-4 可知，四种树脂中废气的排放总量以聚碳酸亚丙酯最大，其后依

次为聚乳酸, 聚乙烯和非石油基聚碳酸酯, 即 $\text{PPC} > \text{PLA} > \text{PE} > \text{NPC}$; 四种树脂的能耗大小依次为: $\text{NPC} > \text{PLA} > \text{PPC} > \text{PE}$ 。高能耗会带来高排放, 但由于 NPC 和 PLA 生产过程中原材料为植物资源, 植物的光和作用吸收了大量的二氧化碳, 因此两种材料总的废气排放量变小; 并且 NPC 的能源主要是材料生产过程产生的植物废渣, 化石能源投入较少, 植物燃烧产生的 CO_2 与光合作用吸收的 CO_2 构成完整的碳循环, 致使系统对环境产生的废气排放最小。

废水排放的大小依次为: $\text{PPC} > \text{NPC} > \text{PLA} > \text{PE}$, PPC 的废水主要来自环氧丙烷生产的皂化废水, NPC 的废水主要来自糠醛生产工序; 废渣排放的大小依次为: $\text{PPC} > \text{PLA} > \text{NPC} > \text{PE}$, PPC 废渣排放大的原因是环氧丙烷生产过程中产生了大量的皂化废渣, 皂化废渣量占 PPC 整个生命周期过程废渣排放的 98.6%。

5.3 各种环境影响类型的分析

通过对四种树脂的生命周期评价得到了四种树脂相同功能单位的归一化结果, 如表 5-6 所示。

表 5-6 四种树脂的归一化结果

Table 5-6 The normalization results of four four kinds of resin

影响类型	聚碳酸亚丙酯	聚乳酸	非石油基聚碳酸酯	聚乙烯
HT	1.38E-12	1.52E-12	5.47E-13	8.10E-13
POPC	1.88E-11	4.31E-11	9.32E-12	5.50E-11
AP	7.10E-11	1.10E-10	1.76E-11	3.42E-11
GWP	1.05E-10	7.17E-11	2.94E-11	7.23E-11
ADP	8.06E-12	3.37E-12	4.18E-13	1.67E-11
合计	2.04E-10	2.30E-10	5.73E-11	1.79E-10

根据表 5-6 所提供的四种树脂各种环境影响类型的归一化结果得到图 5-5, 由图可知:

(1) 人体健康损害 四种树脂的人体健康损害效应最大的为聚乳酸, 其后依次为聚碳酸亚丙酯, 非石油基聚碳酸酯, 聚乙烯, 即: $\text{PLA} > \text{PPC} > \text{PE} > \text{NPC}$ 。对人体健康损害产生影响的主要是粉尘、 SO_2 和 NO_x , 而这三种物质主要来源于化石燃料(尤其是煤)的燃烧产物, 因此能耗高的树脂人体健康损害也就大。但由于非石油基聚碳酸酯的能源主要来自醛渣主, 而醛渣作为生物质能源其燃烧过程中不产生硫氧化物, 且只有少量灰分, 这样就造成了 NPC 的能耗高而人体健康损害最小。

(2) 光化学效应 聚乙烯的光化学效应最大, 聚乳酸较之稍小, 非石油基聚碳酸酯最小即 $\text{PE} > \text{PLA} > \text{PPC} > \text{NPC}$ 。较高的能源消耗带来大的污染物排放, 但是由于聚乙烯生产过程中, 有部分乙烯直接排放到环境中, 这部分乙烯式聚乙

烯的光化学效应突出的主要原因。

(3) 酸化效应 酸化效应的大小依次为 $PLA > PPC > PE > NPC$ 。酸化效应主要是各个阶段化石能源的燃烧所排放的 SO_2 和 NO_x 引起的, 因此除以生物质能源为主的非石油基二氧化碳塑料外的其它三种树脂, 能耗高的, 酸化效应也大。

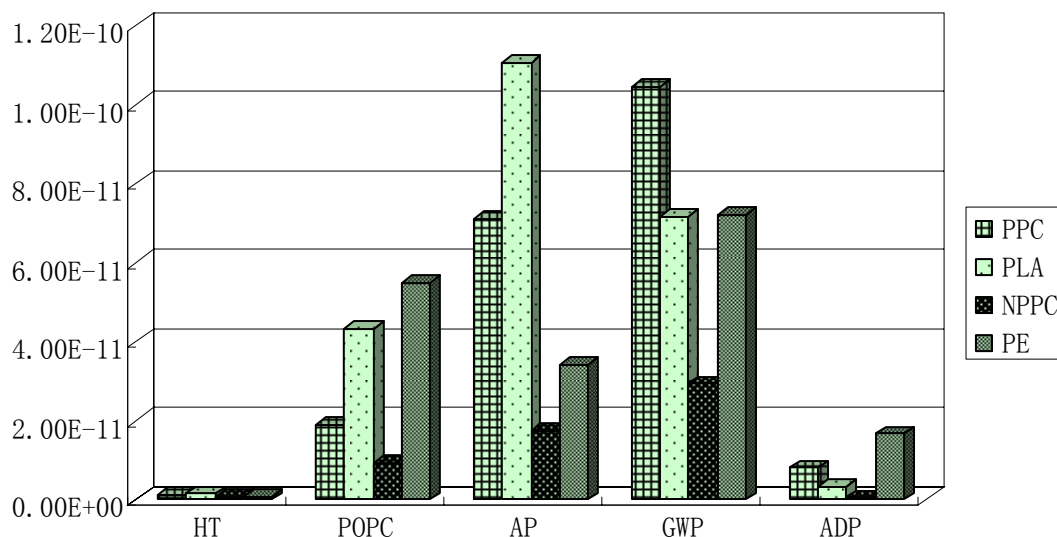


图 5-5 四种树脂各种环境影响的归一化结果

Fig. 5-5 The normalization results of impact categories for four kinds of resin

(4) 温室效应 温室效应的大小依次为 $PPC > PE > PLA > NPC$, 温室气体排放主要是能源物质燃烧产生的 CO_2 和 CH_4 的排放。PE 的生命周期过程是碳的净排放过程, NPC 和 PLA 生命周期过程中投入的生物质资源在其生长过程中吸收大量的 CO_2 , 所以两种材料的 CO_2 净排放都小于 PE, 但由于 PLA 的 CH_4 排放较大造成了 PLA 的温室效应要大于 PE, 而 NPC 的燃烧排放主要是 CO_2 所以其温室效应小于 PE。PPC 虽然消耗一定量的 CO_2 但因其能耗较高, 吸收的 CO_2 量对排放的温室气体影响较小, 所以造成其温室效应最为突出。

(5) 不可再生资源消耗 不可再生资源消耗的大小为 $PE > PPC > PLA > NPC$, 化石资源的消耗是不可再生资源消耗的主要来源, 产品的原材料来源决定了不可再生资源消耗的大小。NPC 的生命周期过程中, 可再生的生物质资源既是原料又是能源, 化石能源的消耗很少; PLA 以生物质为原料、PPC 部分以石油产品为原料, 相较于完全依赖于石油产品的聚乙烯, 二者在矿产资源消耗上具有明显的优势。

由 5.2 的分析可知 PLA 的废气排放较 PE 小, 但在三种环境负荷的表现上, PLA 都较 PE 突出, 这主要是 PLA 废气总量上的减少主要来自 CO_2 的减少, 其

它污染物的排放并未减少,由于其它污染物的排放都较 PE 高,所以造成了 PLA 废气总量排放少,但 HT、AP、GWP 三种环境负荷却表现突出的情况。

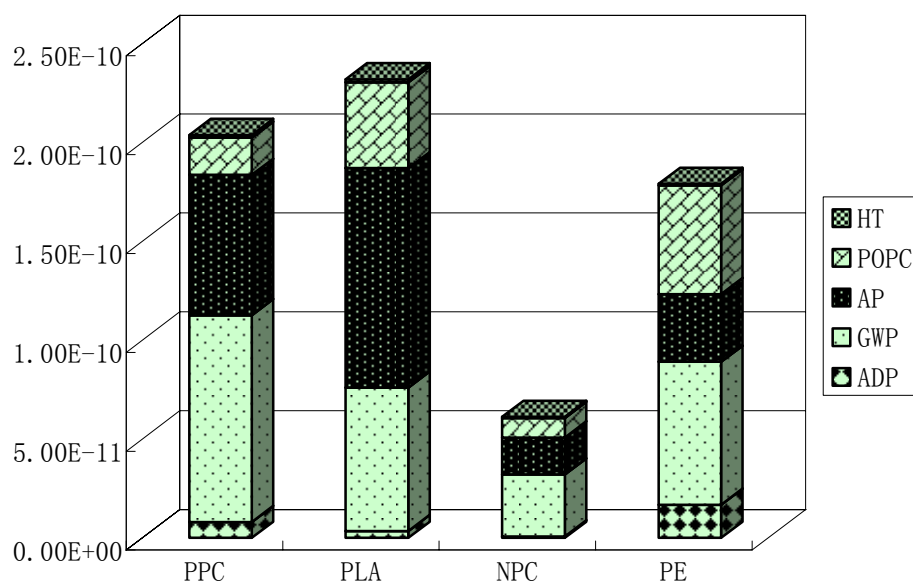


图5-6 四种树脂的归一化结果

Fig.5-6 The normalization results of four kinds of resin

图 5-6 为四种材料不同环境负荷的分布情况,从图中可知聚乙烯、聚碳酸亚丙酯和非石油基聚碳酸酯的主要环境影响类型是温室效应;聚乳酸的主要环境影响类型是酸化效应。对于研究所考虑的环境影响类型来说,四种产品的总的环境负荷大小依次为 $PLA > PPC > PE > NPC$ 。聚乳酸的环境影响较聚乙烯高 28.57%,而主要的环境影响类型是乳酸生产过程消耗的大量蒸汽等能源造成的 SO_2 的间接排放引起的;聚碳酸亚丙酯的环境负荷较聚乙烯高 13.78%,聚碳酸亚丙酯的主要环境负荷来自环氧丙烷生产,此工序消耗的大量能源以及石灰是造成此工序环境负荷大的原因,此外,聚合物生产阶段的高能耗也是造成聚碳酸亚丙酯整个生命周期过程环境负荷高的原因;非石油基聚碳酸酯的环境负荷最低,只有聚乙烯的 31.98%,因此如能尽早实现工业化生产,将对降低环境污染,节约化石能源有很大的帮助。

四种树脂废弃后以填埋的方式处理,材料的填埋会占用部分土地,对土地产生一定的环境影响。本文以课题组刘宇所建立的土地使用特征化模型(相关文章已被《中国科学 E 辑》收录)对四种树脂填埋后对土地产生的环境影响进行表征,即用填埋后废物所占土地面积在占用时间(材料填埋到降解完全)内对土地固碳能力的影响进行表征。垃圾填埋场的土地使用类型(填埋层没有植物生长)与荒漠相似,因此计算过程中的土地使用类型以荒漠为参考,相应的特征化因

子为 $608\text{g-C}/(\text{m}^2 \times \text{a})$ ，归一化因子为 $2.48 \times 10^{15}\text{g-C/a}$ 。

材料的降解时间一般以可控堆肥条件下的降解时间进行表征，PE 在可控堆肥条件下 3 个月降解 0.3%^[70]，由此估算 PE 在 84 年(用材料的填埋时间除以材料失重百分率得到)后基本降解完；PLA 在相似堆肥条件下 2.5 个月基本降解完^[71]；PPC 的降解时间确定为 2 个月；NPC 和 PPC 都属于可降解聚碳酸酯类，并且 NPC 的相关研究较少，因此 NPC 的降解时间以及环境影响等都参考 PPC 的数据。

PE 的占地面积计算：首先，计算填埋场的物质流量达到稳定(每年降解的废弃物等于每年投入的废弃物量)时所需的年限与此时废弃物的净剩余量(每年废弃量以 2007 年农用薄膜的生产量 96.06 万 t 估算)^[72]，根据净剩余量与我国垃圾填埋场的空间利用系数^[73] $50\text{m}^3/\text{m}^2$ 估算填埋场达到平衡时废弃物的总占地面积，并通过达到稳定所需年限与在此期间废弃物的总投入量最终确定排放每吨 PE 废弃物每年的土地占地面积为 0.01m^2 。

三种生物降解树脂的占地面积：由于三种树脂的降解时间都很短，因此在计算占地面积时进行简化处理，即以其 1 吨产品填埋时的占地面积与相应产品的降解时间的乘积计算，最后得到材料每年的占地面积为 PLA: $3.3 \times 10^{-3}\text{m}^2$ ，PPC 和 NPC 都为 $2.7 \times 10^{-3}\text{m}^2$ 。

根据以上获得的数据对四种树脂废弃阶段对土地产生的环境负荷进行计算，得到表 5-7 所示结果。

表5-7 四种树脂土地使用的环境影响

Table5-7 The environmental impact of land use for four kinds of resin

	PPC	PLA	NPC	PE
特征化结果	1.65E+00	1.99E+00	1.65E+00	5.42E+02
归一化结果	6.67E-16	8.05E-16	6.67E-16	2.19E-13

将 PPC、PLA、NPC 和 PE 四种树脂废弃后对土地使用的环境负荷归一化结果分别与各自的全生命周期环境负荷对比，可知材料废弃后对土地产生的环境影响分别占四种树脂全生命周期环境负荷的 0.0003%、0.0004%、0.0012%和 0.12%，都不到千分之二，因此废弃阶段对土地的环境影响对材料全生命周期的环境影响不会造成大的影响。

从图 5-7 可以看出，材料在废弃阶段对土地产生的环境影响方面，传统塑料 PE 要远远高于 PPC、PLA 和 NPC 三种生物降解树脂。

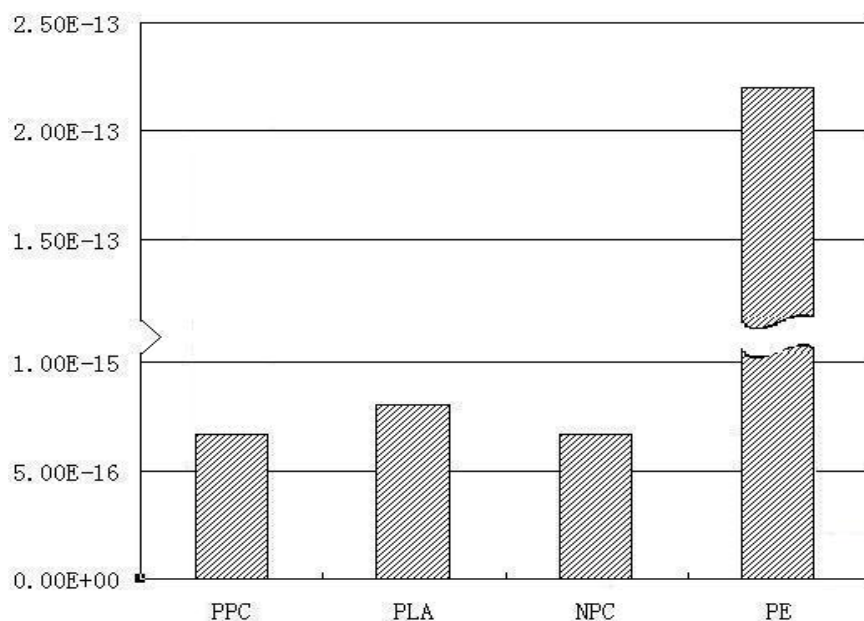


图 5-7 四种树脂土地使用的归一化结果

Fig.5-7 The normalization results of land use for four kinds of resin

5.4 PLA 和 PPC 的环境负荷改进潜力分析

5.4.1 聚碳酸亚丙脂的改进建议

高能耗，带来了高排放、高污染，聚碳酸亚丙脂生产阶段的三个工序丙烯生产、环氧丙烷生产和聚合物生产中，丙烯生产经过石油化工行业多年的发展已经非常成熟；聚合物生产阶段的工艺改进也在进一步研究中，短期内没有很好的改进空间；环氧丙烷生产能耗最高，环境负荷最大，但其生产工艺有多种，如能选择更好的生产工艺将大大降低聚碳酸亚丙脂的环境负荷。

当前我国环氧丙烷的生产主要有氯醇法和间接氧化法两种，氯醇法为主流生产方式，间接氧化法只有在惠州石化投产使用。间接氧化法是用有机过氧化物来氧化丙烯的方法，主要有异丁烷法、乙苯法和 Shell(Shell 公司开发的乙苯间接氧化法)法，惠州石化所采用的就是 Shell 法。Shell 法是利用乙苯过氧化物氧化丙烯，得到产物环氧丙烷和苯乙烯，一般生产 1t 环氧丙烷将产生苯乙烯 2.5 吨左右。本文根据相关文献^[74]中所描述的 Shell 生产 PO 的工艺(能源消耗按照苯乙烯与环氧丙烷的产量比分配)和数据进行了计算，并与氯醇法工艺进行对比，所得结果如表 5-8 所示。

表 5-8 环氧丙烷生产工艺对比

Table 5-8 comparison of propylene oxide production process

		单位	氯醇法	Shell 法
原料	丙烯	kg/t	8.15E+02	7.99E+02
	原盐	kg/t	1.12E+03	
	石灰石	kg/t	2.19E+02	
能源	原煤	kg/t	1.25E+03	6.89E+02
	原油	kg/t	1.71E+01	1.00E+00
	天然气	m ³ /t	1.27E+01	7.50E-01
污染物 排放	CO ₂	kg/t	3.43E+03	1.23E+03
	SO ₂	kg/t	1.89E+01	1.26E+01
	NO _x	kg/t	1.31E+01	6.92E+00
	CO	kg/t	3.19E+00	1.25E-01
	CH ₄	kg/t	4.25E+00	2.50E-01
	NM VOC	kg/t	5.37E-01	3.16E-02
	烟尘	kg/t	2.06E+01	2.33E+01
	工业废水	kg/t	4.56E+04	1.24E+02
	固体废弃物	kg/t	2.29E+03	9.64E+00

从表 5-8 中可以看出生产 1t 环氧丙烷采用 Shell 法较氯醇法少投入乙烯 16kg, 原煤 563kg, 原油 16kg, 天然气 12m³, 各种污染物的排放也都大大减少, 只有烟尘排放稍大, 这主要是 Shell 法的能源主要是来源于煤炭的蒸汽, 而氯醇法的能耗以电为主, 由于电力生产的烟尘排放较小, 所以造成了 Shell 法的烟尘排放大。根据生命周期清单中所消耗的环氧丙烷质量进行核算, 可以得知, 采用 Shell 法较氯醇法在 PPC 生命周期过程中的资源与环境负荷方面的优势, 结果见表 5-9。

表 5-9 Shell 法的环境优势

Table 5-9 shell method of environmental advantages

	名称	单位	数值	环境影响类型	归一化结果
资源 能源 消耗	原煤	kg/t	3.55E+02	HT	1.17E-12
	原油	kg/t	3.59E+01	POPC	6.68E-12
	天然气	m ³ /t	7.64E+00	AP	1.14E-11
	原盐	kg/t	6.97E+02	GWP	3.74E-11
	水	kg/t	6.05E-02	ADP	2.38E-13
	石灰石	kg/t	1.37E+02		
污染物 排放	CO ₂	kg/t	1.39E+03		
	SO ₂	kg/t	4.05E+00		
	NO _x	kg/t	3.94E+00		
	CO	kg/t	1.95E+00		
	CH ₄	kg/t	2.50E+00		

续表 5-9

	NM VOC	kg/t	3.24E-01
污染物	粉尘	kg/t	-1.36E+00
排放	废水	kg/t	2.84E+04
	固体废弃物	kg/t	1.42E+03

5.4.2 聚乳酸改进建议

聚乳酸生命周期过程的环境负荷主要来自生产阶段消耗的能源所产生的污染物排放,要提高其环境性能,一方面推动我国能源清洁化的进程,减少污染物排放;另一方面是加强产业规划与企业管理,降低生产能耗。对于企业来说,加强管理降低产品的单位生产能耗,效果会更加明显。

将生产阶段的各个工序联合到一起统一管理,即从原料进厂到产品 PLA 出厂,所有的生产过程都在厂内进行,不需要出售或引进中间产品。因为生产阶段各工序投入的物料质量不需要太高,如制糖过程需要 33%的淀粉乳,而成品淀粉含水 14%以下,淀粉在干燥前含水 60%,也就是说投入 1t(干重)成品淀粉比半成品淀粉要多蒸发掉 1.34 吨的水,淀粉的干燥以气流干燥为主,以 78kWh/t 蒸发量的蒸发效率计算,将多投入 104kWh 的电力;乳酸发酵需要 60%的葡萄糖液,而成品糖含水 9.5%以下,葡萄糖生产过程中的初糖液含水 70%,因此投入 1t 成品葡萄糖比半成品要多蒸发 0.56 吨水,糖的浓缩干燥以薄膜蒸发器为主,以每千克蒸发量耗 1Mpa 蒸汽 0.38kg 计,将多投入燃料油 16.22kg。结合清单进行计算可知,聚乳酸整个生产过程可节省电力 223kWh、燃料油 32.98kg,由此减轻的资源消耗、环境排放与环境负荷如表 5-10 所示。

表 5-10 节能所减轻的环境负荷

Table 5-10 The environmental impacts of energy conservation to reduce

	名称	单位	数值	环境影响类型	归一化结果
资源	原煤	kg/t	9.06E+01	HT	5.46E-14
能源	原油	kg/t	4.44E+01	POCP	5.87E-12
消耗	天然气	m ³ /t	1.55E+00	AP	1.17E-11
	CO ₂	kg/t	1.20E+03	GWP	3.15E-11
	SO ₂	kg/t	4.53E+00	ADP	2.94E-13
	NO _x	kg/t	3.51E+00		
	CO	kg/t	5.26E+00		
污染物排放	CH ₄	kg/t	5.78E-01		
	NM VOC	kg/t	6.51E-02		
	烟尘	kg/t	4.82E-01		
	工业废水	kg/t	2.80E+02		
	固体废弃物	kg/t	2.01E+01		

5.4.3 改进潜力分析

从 PPC 和 PLA 改进工艺的计算可以看出,改进供以后两种材料的各种环境性能都得到了提升,现将改进工艺对两种材料整体环境效应的影响进行分析。计算 PLA 和 PPC 改进工艺后的环境负荷,并将其与 PE 和 NPC 进行对比,所得数据如表 5-11 所示。

表 5-11 改进工艺后四种树脂的归一化结果

Table 5-11 The normalized results of four resin for after improving the technology

影响类型	PPC		PLA		NPC	PE
	改进后	环境潜力*	改进后	环境潜力		
HT	2.10E-13	84.78%	1.47E-12	3.59%	5.47E-13	8.10E-13
POPC	1.21E-11	35.53%	3.73E-11	13.62%	9.32E-12	5.50E-11
AP	5.96E-11	16.03%	9.88E-11	10.58%	1.76E-11	3.42E-11
GWP	6.71E-11	35.82%	4.02E-11	43.92%	2.94E-11	7.23E-11
ADP	7.82E-12	2.96%	3.08E-12	8.72%	4.18E-13	1.67E-11
合计	1.47E-10	27.93%	1.81E-10	21.46%	5.73E-11	1.79E-10

环境潜力*：改进后降低的环境负荷百分比

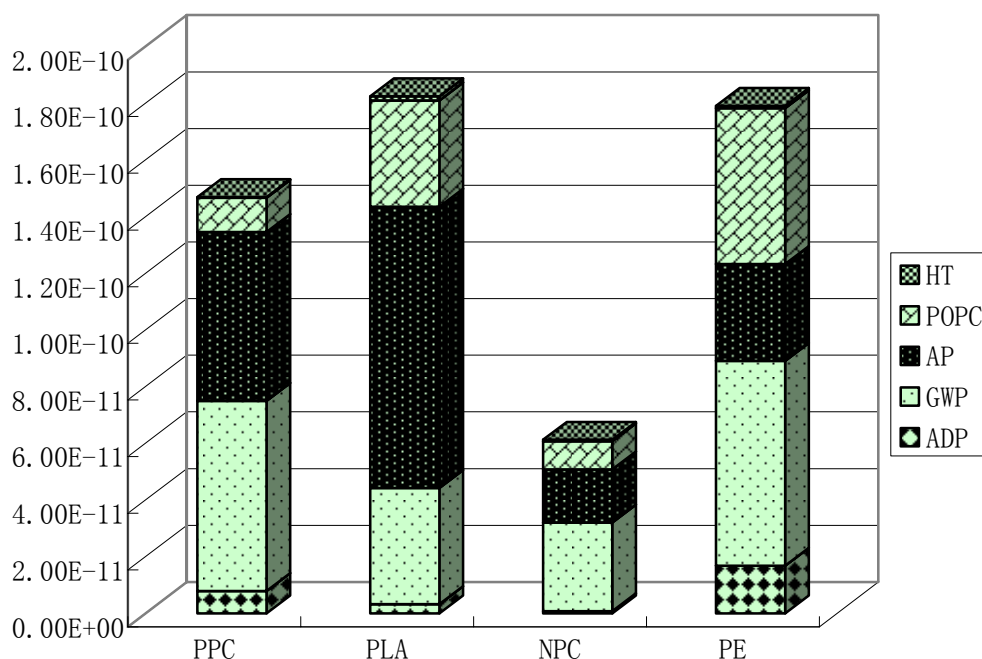


图 5-8 改进工艺后四种树脂的归一化结果

Fig.5-8 The normalized results of four resin for after improving the technology

通过对表 5-11 和图 5-8 分析,可以看出改进工艺后 PPC 和 PLA 的各种环

境负荷都不同程度的降低，并且是总的环境负荷分别降低了 27.93%和 21.46%。与 PE 相比，PPC 的各种环境影响类型中只有酸化效应突出，而总的环境负荷比 PE 小 17.91%；PLA 的人体健康损害和酸化效应上较 PE 突出，总的环境负荷较 PE 高，但也仅高了 0.98%。两种材料实行工艺改进后，使四种树脂总的环境负荷大小发生了改变，即 $PLA > PE > PPC > NPC$ 。

5.5 本章小结

本章将 PPC、PLA、NPC 三种生物降解树脂的环境负荷与 PE 的生命周期评价结果进行了对比分析。通过对四种树脂整个生命周期过程不同环境影响类型的比较，得到了四种产品各种环境影响的相对大小，并结合四种树脂生命周期过程环境的直接排放与能源的消耗，找出各自环境负荷大的原因；针对 PPC 和 PLA 两种树脂的生产阶段提出了一些改进意见，并对改进的环境负荷潜力进行了分析讨论。

结论与展望

1 主要结论

本论文运用生命周期评价方法对我国生物降解塑料 PPC、PLA 和 NPC 进行了分析与研究,在力求数据本地化的指导思想下对三种材料开展了生命周期清单编制及环境影响评价研究,并将研究结果与传统塑料 PE 的生命周期评价结果进行了对比,最后得到以下结论:

(1) 通过对 PPC、PLA 和 NPC 的生命周期评价研究,得到了三种树脂生命周期过程中各个阶段、工序以及总的环境负荷,三种材料的单一环境负荷值为 PPC: 2.04×10^{-10} , PLA: 2.30×10^{-10} , NPC: 5.73×10^{-11} 。

(2) 三种生物降解材料的主要环境负荷阶段都来自材料的生产阶段,研究辨别出了三种生物降解塑料各自的主要环境负荷工序,以及其整个生命周期过程的主要环境负荷类型。

其中,PPC 环境负荷的主要工序是环氧丙烷生产,其次是聚合物生产和丙烯生产,分别占 PPC 生命周期过程总环境负荷的 47.05%、27.93%和 22.02%,三工序的主要环境负荷类型分别为温室效应、酸化效应和温室效应。PPC 的主要环境负荷类型是温室效应和酸化效应,分别占 PPC 总环境负荷的 51.36%和 34.90%。

PLA 的主要环境负荷工序是乳酸生产,该工序的主要环境负荷类型是温室效应。PLA 的主要环境负荷类型是酸化效应和温室效应,分别占 PLA 总的环境负荷的 47.99%和 31.15%。

NPC 的主要环境负荷工序是糠醛和缩水甘油醚生产,两工序的主要环境负荷类型均为温室效应。NPC 的主要环境负荷类型是温室效应和酸化效应,分别占 NPC 总环境负荷的 51.21%和 30.60%。

(3) 三种生物降解材料与传统材料 PE 的环境负荷进行对比分析的结果表明:四种材料总的环境负荷大小为 PLA>PPC>PE>NPC;在各种环境影响类型中 PLA 的人体健康损害和酸化效应相应的环境负荷均最大,PE 的光化学效应和不可再生资源消耗相应的环境负荷均最大,PPC 的温室效应的环境负荷最大,NPC 的各种环境影响都最小。

(4) 在 PPC 的生产工艺上,用我国已进行工业化生产的间接氧化法环氧丙烷生产工艺代替主流的氯醇法生产工艺,可使 PPC 的环境负荷总量降低 27.93%。将 PLA 生产的各个工序进行联合生产与管理,降低各工序间中间产品的质量(纯度),从而降低生产能耗,可使 PLA 的环境负荷降低 21.46%。

2 今后工作展望

本论文对生物降解高分子材料进行了生命周期评价研究，得到了材料的生命周期清单，和环境负荷结果。但研究范围内的最终产品是材料的母料，产品到各种生产、生活制品的加工过程并不在研究范围之内，因此未来的研究重点侧重于以下两方面：

- (1) 进一步完善生物降解树脂生产过程所消耗原材料的基础清单数据；
- (2) 运用生命周期评价方法对产品到制品的加工过程进行分析，细化同种材料不同产品的生命周期清单，同时，使材料的整个生命周期过程得以完善。

参考文献

- 1 陈庆, 杨宁. 生物降解塑料工业进展. 塑料工业, 2008.3, 36(3): 23~26
- 2 詹茂盛. 绿色高分子材料的研究现状和发展. 塑料助剂, 2003, 1: 12~18
- 3 中蓝晨光化工研究院《塑料工业》编辑部. 2006~2007年世界塑料工业进展. 塑料工业, 2008.3, 36(3): 1~22
- 4 苑静. 生物降解塑料的研究现状与发展前景. 塑料科技, 2009, 37(2): 77~81
- 5 彭希哲, 田文华, 梁鸿. 上海市空气污染造成人群健康经济损失的研究. 复旦学报, 2002(2): 105~111
- 6 M.Heyde. Ecological considerations on the use and production of biosynthetic and synthetic biodegradable polymers. Polymer Degradation and Stability 59 (1998) 3~6
- 7 Erwin T. H. Vink . Applications of life cycle assessment to Nature WorksTM polylactide (PLA) production. Polymer Degradation and Stability 80 (2003): 403~419
- 8 Seungdo Kim and Bruce E. Dale. Life Cycle Assessment Study of Biopolymers (Polyhydroxyalkanoates) Derived from No-Tilled Corn. Int J LCA 10 (3): 200~210 (2005)
- 9 K. G. Harding. Environmental analysis of plastic production processes: Comparing petroleum-based polypropylene and polyethylene with biologically-based poly- β -hydroxybutyric acid using life cycle analysis. Journal of Biotechnology 130 (2007): 57~66
- 10 Robert G. Hunt and William E. Franklin. LCA-How it Came About: Personal Reflection on the Original and the Development of LCA in the USA. The International Journal of Life Cycle Assessment. 1996, 1(1): 4~7
- 11 Psul Fink. The Roots of LCA in Switzerland—Continuous Learning by Doing. Int. J LCA, 1997, 2 (3): 131~134
- 12 Allan Astrup Jensen, John Elkington, et al. Life Cycle Assessment (LCA): A guide to approaches, experiences and information sources. Report to the European Environment Agency, Copenhagen, 1997
- 13 Bonifaz Oberbacher, Hansjorg Nikodem, Walter Klopffer: LCA-How it Came About: An Early Systems Analysis of Packaging for Liquids. The International Journal of Life Cycle

- Assessment. 1996, 1(2): 62~65
- 14 K.Shibata, Y. Waseda. New Model for Assessment of Metal Production and Recycling System. J.Jph, Inst. Metals, 1997, 61(6): 494~501
- 15 Activities of the LCA-Society of Japan (JLCA) and Development Towards the Future. Int.J LCA, 1998, 3(2): 69~70
- 16 Nobuhiko Narita etc. Current LCA Database Development in Japan—Results of the LCA Project. Int.J LCA, 2004, 9(6): 355~359
- 17 Pere Fullana, Rita Puig. Analisis del ciclo de vida—Life Cycle Assessment in Spanish. Int. J LCA, 1998, 3 (1): 56
- 18 Antonio Giacomucci, Gian Luca Baldo. LCA Activities in Italy. Int. J LCA, 1998, 3(2): 68
- 19 聂祚仁, 王志宏主编. 生态环境材料学. 北京: 机械工业出版社, 2004.5
- 20 ISO International Standard 14040. Wnvironmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. International Organisation for Standardisational (ISO), Geneva, 1997
- 21 左铁庸, 聂祚仁主编. 环境材料基础.北京: 科学出版社, 2003: 102~103
- 22 Zuo Tieyong, Wang Tianmin, Nie Zuoren. Ecomaterials research in China. Materials and Design, 2001, 22 (2): 10
- 23 邓南圣, 王小兵著. 生命周期评价. 北京: 化学工业出版社, 2003.6: 34~44
- 24 翁端. 环境材料学. 北京: 清华大学出版社, 2001.10: 37~48
- 25 ISO International Standard 14044, Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. ISO/TC207 SC 5, 2006
- 26 Laurence Toffoletto, Louise Deschenes, Rejean Samson. LCA of Ex-Situ Bioremediation of Diesel-Contaminated Soil. Int J LCA. 2005, 10 (6): 406~416
- 27 ISO International Standard 14042, Environmental Management-Life Cycle Assessmen-Cycle Impact Assessment. International Organisation for Standardistion (ISO), Geneva, 2000
- 28 Mary Ann Curran. Scientific Applications International Corporation (SAIC). LIFE CYCLE ASSESSMENT: PRINCIPLES AND PRACTICE, 2006
- 29 Mark Goedkoop, Renilde Spriensma. The Eco-indicator 99: A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment. Eco-indicator 99methodology Report, 17 April 2000
- 30 J.B. Guinee, Marieke Gorree, Reinout Heijungs, et al. Handbook on Life Cycle Assessment:

- Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, 2002
- 31 G. rebitzera, T.Ekvallb, R. Trischknecht, et al. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment Practice. Environmental International. 3004, 30: 721~729
- 32 袁宝荣. 化学工业可持续发展的度量方法及其应用研究. 北京工业大学工学博士学位论文. 2006.5: 77~94
- 33 狄向华. 资源与材料生命周期分析中若干基础问题的研究. 北京工业大学博士学位论文. 2005: 63~75
- 34 SH/T 3110-2001 中华人民共和国行业标准-石油化工设计能量消耗计算方法, 2002.3.11: 3
- 35 中华人民共和国国家统计局. 中国能源统计年鉴. 北京: 中国统计出版社, 2007: 553
- 36 马丽萍. 材料生命周期评价之道路交通运输本地化研究. 北京工业大学硕士学位论文. 2007.4: 9~21
- 37 寇昕莉. 高分子材料的环境负荷评价. 兰州大学硕士学位论文, 1999: 50
- 38 李铁军, 马爱萍. 8万t/a离子膜烧碱装置运行小结. 氯碱工业, 2002.6, 6: 17~19
- 39 陈五平主编. 无机化工工艺学下册. 北京: 化学工业出版社, 2001.10: 139
- 40 刘自珍. 降低烧碱盐耗优化盐资源配置, 氯碱工业 2005.6, 6: 1~4
- 41 杨敏. 氯碱工程项目设计中配置及工艺流程的选择. 氯碱工业, 2007.6, 增刊: 28~31
- 42 王晓霞. 无铅焊料的生命周期评价. 北京工业大学硕士学位论文. 2008: 19~20
- 43 于洪艳, 何秀梅, 满鑫. 氯丙醇溶液预中和处理技术改造. 氯碱工业, 2006, 12(12): 26~30
- 44 薛祖源. 环氧丙烷生产工艺述评及发展设想. 化工设计, 2009, 19(5): 3~10
- 45 李井辉, 张利涛, 李丽. 氯醇法环氧丙烷生产装置的工艺优化及扩产改造. 氯碱工业, 2005.5(5): 31~33
- 46 张志丰, 甄宏野, 吴广铎, 张玉静. 环氧丙烷技术经济比较及市场分析. 石油化工技术与经济, 2009.10, 25 (5): 30~34
- 47 中华人民共和国国家统计局编. 中国统计年鉴-2008. 北京: 中国统计出版社, 2008.9: 609
- 48 北京市统计局, 国家统计局北京调查总队编. 北京统计年鉴-2008. 北京: 中国统计出版社, 2008.6: 283
- 49 高峰. 生命周期评价研究及其在中国镁工业的应用. 北京工业大学博士学位论文. 2008.3: 7~42

- 50 高焕文. 构建节约型农业机械化体系. 中国农机化, 2007, 1: 7~10
- 51 中国农业年鉴编辑委员会. 中国农业年鉴2006. 北京: 中国农业出版社, 2006: 178~195
- 52 《中国化肥工业年鉴》编辑委员会编. 中国化肥工业年鉴.2005-2006. 北京: 北京理工大学出版社, 2007: 81~171
- 53 岳建之, 张杰, 徐桂转, 杨世关, 张百良. 玉米秸秆主要成分及热值的测定与分析. 河南农业科学, 2006, 9: 30~32
- 54 陈璈主编. 玉米淀粉工业手册. 北京: 中国轻工业出版社, 2009.9: 38~54
- 55 张海臣, 吕春艳, 姜义东. 关于玉米油营养价值及制备的探讨. 粮油加工, 2009, 4: 41~44
- 56 尤新主编. 玉米深加工技术. 北京: 中国轻工业出版社, 2009.1: 19~131
- 57 王博彦, 金其荣主编. 发酵有机酸生产与应用手册. 北京: 中国轻工业出版社, 2000.9: 338~369
- 58 谷雪荣. 丙交酯合成中试研究. 重庆大学硕士学位论文, 2007.10: 50~55
- 59 罗耀军. 玉米芯生产糠醛中的污染治理简述. 漯河职业技术学院学报, 2009.3, 8(2): 9~11
- 60 章广德, 王凤艳, 吴建春等. 糠醛项目评估要点的探讨. 环境科学与管理, 2007.8, 32(8): 179~182
- 61 陈军. 糠醛生产技术进展. 贵州化工, 2005.4, 30(2): 6~8
- 62 85-913-04-05攻关课题组. 我国作物秸秆燃烧甲烷、氧化亚氮排放量变化趋势预测(1990-2020). 农业环境保护, 1995, 14(3): 111~116
- 63 任鸿均. 我国糠醛工业的未来. 化工科技市场, 2001, 11: 12~15
- 64 田巧, 容敏智, 章明秋. 含呋喃基的环氧化合物的合成与表征. 第14届反应性高分子学术讨论会论文集, 2008.11.17: http://www.polymer.cn/Research/discourse_8439.html
- 65 崔小明. 环氧氯丙烷的生产技术及其进展. 江苏氯碱, 2008(3): 6~16
- 66 何延青, 马立山, 冀凯, 李俊杰. 生物柴油生产和利用的环境影响评价. 中国油脂, 2008, 33(8): 1~5
- 67 刘自珍, 钱永纯, 赵国军. 我国氯碱工业节能技术的进展与发展方向. 氯碱工业, 2007.5, 5: 2~9
- 68 侯继强, 乔丽军, 王献红等. 呋喃甲基缩水甘油醚与二氧化碳的共聚反应研究. 高分子学报, 2010.10, 10: 1007~1010
- 69 石凤. 包装材料的环境协调性评价. 北京航空航天大学硕士学位论文, 2001.3: 18~20
- 70 翁云宣, 杨惠姊, 舒继岗等. 材料生物降解能力评价方法的研究. 中国塑料, 2005.4,

19(4): 82~87

- 71 董延茂, 鲍治宇. 聚L-乳酸的研究进展与产业化进程. 江苏化工, 2005.8, 33(4): 1~4
- 72 杨红兵, 李杰涛. 农用薄膜的现状和发展趋势. 监督与选择, 2009.3: 68~69
- 73 李颖, 郭爱军. 城市生活垃圾闻声填埋场设计指南. 北京: 环境科学出版社, 2005.4.1: 16
- 74 张旭之, 陶志华等主编. 丙烯衍生物工学. 北京: 化学工业出版社, 1995.5: 304~305

攻读硕士学位期间取得的科研成果

孟宪策, 王志宏, 龚先政, 刘宇. 聚碳酸亚丙酯的生命周期评价. 2009 中国材料研讨会会议论文集, 2009.10: 9~15.

致 谢

本文感谢“十一五”国家 863 项目、科技支撑计划以及北京市自然科学基金的支持，使得论文的研究工作得以顺利的完成。

论文是在导师王志宏教授的悉心指导下完成的，从论文的选题、研究方案与研究重点的确定以及其后所遇到一些列问题的解决都倾注了王老师的心血。非常感谢王老师对我科研工作上的指导。同时，王老师严谨的治学态度、忘我的工作精神、渊博的知识和敏锐的洞察力都深深影响着我现在和今后的工作与生活。在此，谨向王老师致以最真诚的敬意与感谢，并祝老师，身体健康、万事如意！

感谢聂祚仁教授为我们提供优越的学习科研环境；感谢龚先政教授以及高峰老师、陈文娟老师在论文研究过程中给予的热心帮助，感谢王为老师在研究生学习上的监督与帮助。

在研究生学习期间，课题组刘宇、张群师兄以及师姐李晓鹏在论文的研究以及生活上都给予了热心的支持，再次向他们表示感谢。同时也向课题组所有老师、同学和我的室友三年来在学习生活上给予的关心和帮助。

最后，感谢十几年如一日默默支持我的父母和兄弟，是他们给予我面对困难勇于向前的勇气与力量，使我不会觉的孤单冷寂。

孟宪策

2010 年 4 月于北京工业大学